

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ISRAEL SCHNEIBERG DE CASTRO LIMA

**A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM, CONECTIVIDADE DA
PAISAGEM E DA QUALIDADE DO FRAGMENTO FLORESTAL SOBRE AS
PROPRIEDADES DAS REDES DE AVES FRUGÍVORAS EM AMBIENTE
URBANO**

CURITIBA

2017

ISRAEL SCHNEIBERG DE CASTRO LIMA

**A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM, CONECTIVIDADE DA
PAISAGEM E DA QUALIDADE DO FRAGMENTO FLORESTAL SOBRE AS
PROPRIEDADES DAS REDES DE AVES FRUGÍVORAS EM AMBIENTE
URBANO**

Dissertação apresentada como requisito parcial à
obtenção do grau de Mestre em Ecologia e
Conservação, no Curso de Pós-Graduação em Ecologia
e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, da
Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Prof. Dra. Isabela Galarda Varassin.

Co-orientador: Prof. Dr. Danilo Boscolo.

CURITIBA

2017



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO


TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **ISRAEL SCHNEIBERG DE CASTRO LIMA** intitulada: **"A INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM, CONECTIVIDADE DA PAISAGEM E DA QUALIDADE DO FRAGMENTO FLORESTAL SOBRE AS PROPRIEDADES DAS REDES DE AVES FRUGÍVORAS EM AMBIENTE URBANO."**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO.

Curitiba, 22 de Fevereiro de 2017.


ISABELA GALARDA VARASSIN
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


MILTON CEZAR RIBEIRO
Avaliador Externo (UNESP)


ANDRÉ DE CAMARGO GUARALDO
Avaliador Externo (UFPR)



Dedico esse trabalho à memória dos meus pais: Rachel Schneiberg de Castro Lima e
Antônio Carlos de Castro Lima

AGRADECIMENTOS

Esse trabalho emergiu de interações com pessoas maravilhosas as quais sou profundamente grato pela ajuda no desenvolvimento do meu conhecimento e da minha carreira como cientista. Por isso, dedico esse espaço para agradecer:

À professora Dra. Isabela Galarda Varassin pela maravilhosa orientação, por ser paciente comigo pelas diversas vezes que apareci em sua sala sem aviso prévio, por toda ajuda e incentivo que recebi nesses dois anos.

Ao professor Dr. Danilo Boscolo por compartilhar seu conhecimento sobre ecologia de paisagens, pelas maravilhosas conversas na USP/RP e em sua casa - degustando um maravilhoso joelho-de-porco defumado e assado (*Haxe – em saxão*) (Danilo Boscolo 2017). Agradeço também por ter disponibilizado um tempo para vir ministrar a disciplina de Ecologia de Paisagens na UFPR.

Ao professor Dr. Mariano Devoto, pela ajuda e incentivo em realizar esse trabalho. Muito obrigado por ter ministrado a disciplina *Mutualistic Networks*, juntamente com a professora Isabela Varassin e por ter discutido os resultados parciais do trabalho no congresso Binacional.

Ao corpo docente do PPG-Ecologia e Conservação da UFPR, que trabalham para formar novos cientistas.

Aos professores responsáveis pelas várias disciplinas que cursei e que compartilharam seus conhecimentos e suas experiências pessoais – algumas inspiradoras.

Aos amigos-irmãos dos Laboratório de Ecologia Vegetal (LEV-UFPR) por toda ajuda, discussão e festas.

Aos amigos do PPG que ajudaram a diminuir a gravidade naqueles momentos exaustivos que algumas disciplinas proporcionam e, dessa forma, ficamos mais leves para digerir as teorias, análises estatísticas e trabalhos de campo.

Ao Luiz Henrique Varzinczak, Rudá Pereira, Elena Fukasawa Galvanense, Luis Artur Bezerra pelas discussões de artigos e teorias – algumas vezes demasiadamente calorosas =).

Aos queridos membros da banca, Professor Dr. André de Camargo Guaraldo, Professora Dra. Marcia Marques e Professor Dr. Milton Ribeiro (Miltinho) pela leitura crítica e valiosas sugestões.

Ao professor Miltinho, gostaria de agradecer o convite para uma temporada na UNESP, por todo carinho, atenção e sabedoria que você compartilhou comigo. Um enorme obrigado aos seus alunos por compartilharem informações como o Leec *Meeting*

e o maravilhoso Workshop – *Landscape Metrics in Practice* disponível no youtube <https://www.youtube.com/watch?v=7qsQRlfzjaEandt=6261s> .

Ao John Wesley Ribeiro pela ajuda nas análises utilizando o *LSCorridors* e por todo o carinho e atenção que teve comigo na minha estadia na UNESP.

Ao Bernardo Niebuhr, pela ajuda nas análises com o *LSCorridors*, discussão e pela atenção.

À Paola Tokumoto por todo o auxílio em Rio Claro e pelas valiosas dicas que foram importantes para esse trabalho.

Ao professor André Guaraldo pela maravilhosa disciplina de GLM, pela amizade e atenção.

À professora Dra. Marcia Marques pela importante disciplina de Fundamentos teóricos da pesquisa ecológica, pelo maravilhoso convívio, e por deixar a disciplina de ecologia de campo no Salto Morato tão divertida =).

Ao professor Marco Mello por disponibilizar o material de redes online e pelo maravilhoso blog “Sobrevivendo na ciência <https://marcoarmello.wordpress.com/>.

Ao professor Gilson Volpato por disponibilizar um excelente material online sobre escrita científica <https://www.youtube.com/user/volpgil>.

À Universidade Federal do Paraná pela estrutura, e por ter um Restaurante Universitário tão bom.

Ao Senhor Marco Mazzarotto por deixar que esse estudo fosse realizado em sua propriedade.

À Terezinha Vareschi, proprietária da RPPN Airumã, por abrir as portas da Airumã para que o estudo fosse desenvolvido naquele maravilhoso remanescente florestal e pelo seu maravilhoso trabalho de conscientizar as pessoas e a política pública para a importância de conservar os fragmentos urbanos.

À Betina Ortiz pela ajuda na fase de encontrar os fragmentos urbanos que possuíam as características para desenvolver o estudo.

Ao professor Dr. Vinícius Abilhoa pela ajuda no acesso ao Museu de História Natural Capão da Imbuia.

À CAPES e ao governo Brasileiro pela bolsa de estudos.

Ao amigo de laboratório Vinicius Marcilio-Silva pelo importante auxílio na criação do índice de qualidade do fragmento.

Ao Cilmar Dalmaso, pela coleta e identificação do material botânico.

Ao Gerson Luiz Lopes pelo maravilhoso site “ Compêndio Online Gerson Luiz Lopes” que disponibiliza informações valiosas sobre a flora paranaense.

E claro, minha querida Jo, pelo incentivo, carinho e atenção, além da imensurável paciência com esse ser que sou.

“Se alguns exemplares dos meus relatos resistirem ao tempo e ao esquecimento, as gerações futuras talvez encontrem neles informações de grande interesse sobre essas vastas províncias, provavelmente transformadas então em verdadeiros impérios [...]. Ficarão surpreendidos ao verificarem que, nos locais onde erguerão cidades prósperas e populosas, havia outrora apenas um ou dois casebres que pouco diferiam das choças dos selvagens; que onde estarão retinindo nos ares os ruídos dos martelos e das máquinas mais complexas ouviam-se apenas, em outros tempos, o coaxar de alguns sapos e o canto dos pássaros; que, em lugar das extensas plantações de milho, de mandioca, de cana-de-açúcar e das árvores frutíferas, o que haviam eram terras cobertas por uma vegetação exuberante, mas inútil.”

(Auguste de Saint-Hilaire, 1847).

RESUMO

A urbanização é uma das formas mais drásticas de alteração da paisagem. Atividades antrópicas como a urbanização e a expansão agrícola são as principais causas da perda de florestas e fragmentação de paisagens com efeitos diretos na biodiversidade. Mudanças nas características da paisagem podem levar ao isolamento de populações, afetando as complexas interações entre as espécies e os processos emergentes, como a polinização e a dispersão de sementes, o que pode resultar em extinções secundárias. O efeito da estrutura da paisagem, conectividade funcional e da qualidade de fragmentos florestais pode variar em diferentes escalas espaciais. Pouco se sabe sobre a direção dos efeitos que a estrutura da paisagem urbana exerce sobre as interações entre as espécies. Vários estudos reconhecem o efeito negativo da urbanização sobre a riqueza de aves e plantas. Esse é o primeiro estudo a investigar a relação entre a estrutura da paisagem urbana, da conectividade e da qualidade do fragmento florestal sobre as redes de interações entre aves frugívoras e plantas em diferentes escalas espaciais. Sete paisagens, que variam em proporção de floresta, proporção de urbanização, qualidade da paisagem, número de fragmentos florestais, isolamento, conectividade e qualidade do fragmento florestal foram selecionados para investigar o efeito dessas características da paisagem sobre as propriedades de redes de interações. Para cada paisagem, criamos áreas de influência com diferentes raios (500m, 1,000m e 2,000m) para verificar em qual escala ocorre maior variação na riqueza de espécies de plantas e aves e nas propriedades das redes. Para avaliar quais características da paisagem melhor explicam a variação na riqueza de espécies de plantas e aves e, sobre as propriedades das redes, foi realizada uma seleção de modelos, seguindo o critério de Akaike de segunda ordem. Nossos resultados indicaram que a estrutura da paisagem foi responsável por explicar a variação na riqueza de aves. Por outro lado, as propriedades das redes não foram afetadas por nenhuma estrutura da paisagem. No entanto, a qualidade do fragmento florestal demonstrou forte influência na propriedade da rede aninhamento ponderado.

Palavras chave: aves, fragmentação, paisagem, plantas, perda de floresta, redes mutualísticas, urbanização.

ABSTRACT

Urbanization is one of the most invasive forms of landscapes changes. Anthropogenic activities are the main causes of fragmentation and loss of habitat with direct effects on biodiversity. Changes in landscapes characteristics can lead to population isolation, affecting complex interactions between species and emerging processes, such as pollination and seed dispersal, which may result in secondary extinctions. The effect of landscapes characteristics can vary on different spatial scales. Little is known about the effects of landscapes structure, functional connectivity and patch forest quality have on interaction networks. Several studies have reported the negative effects of urbanization on the richness of birds and plants. This is the first study to investigate the relationship between the attributes of the urban landscapes on the frugivorous bird's networks at different spatial scales. Seven landscapes, that vary in forest cover, number of patches, isolation and proportion of urbanization were selected to investigate the effect of landscape on the properties of networks. Different spatial scales were used to verify on which scale occur a larger variation in the properties of the networks. To evaluate which landscapes characteristics best explain the variation in the properties of the networks, model selection approach was made, following the Second Order Akaike Information Criterion. Our results indicate that landscapes structure is responsible for a variation in the richness of birds. On the other hand, networks properties were not affected by any landscape structure. However, the quality of forest fragment showed strong influence on the weighted nestedness.

Key words: birds, forest loss, landscape, mutualistic network, plants, urbanization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Hipóteses associadas ao efeito da estrutura da paisagem, da qualidade do fragmento e conectividade funcional sobre riqueza de aves, plantas e sobre as propriedades das redes de interações de aves frugívoras em ambiente urbano..... 14

Figura 2 Esquerda- A - mapa do Brasil evidenciando o estado do Paraná. Centro, limites do município de Curitiba e a posição das sete áreas amostradas. Dentro de cada círculo a representação de áreas florestais (verde) e não florestais B - Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã (RPA); C - Parque Barreirinha (PB); D - Bosque do Papa João Paulo II (BPJ); E - Museu de História Natural Capão da Imbuia (MCI); F – Jardim Botânico (JB); G – Bosque Reinhard Maack (BRM); H – Propriedade particular Marco Mazzarotto (PMM)..... 15

Figura 3 Mapa de uso do solo e limites legais da cidade de Curitiba, PR. Pontos em amarelo são as unidades amostrais. 21

Figura 4 Método de criação de pontos para simulação de corredores. A - 1.000 pontos aleatórios, B - 30 pontos aleatórios e simulação de corredores a partir do fragmento central. 24

Figura 5 Variação da riqueza de aves e das propriedades de rede (variáveis respostas) em relação à Proporção de floresta, Proporção de urbanização, Número de fragmentos (variáveis preditoras dependentes da escala em seu melhor ajuste) e da Qualidade do Fragmento..... 35

Figura 6 Redes quantitativas entre plantas e aves frugívoras. PMM - Propriedade particular Marco Mazarotto, RPA - Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã, PB - Parque Barreirinha, BPJ - Bosque do Papa João Paulo II, MCI - Museu de História Natural Capão da Imbuia, JB – Jardim Botânico, BRM – Bosque Renhard Maack. Em verde plantas, em vermelho Aves, Cad: *Casearia decandra*, Ilp: *Ilex paraguariensis*, Psv: *Psychotria vellosiana*, Mys: *Myrcia splendens*, Euu: *Eugenia uniflora*, Bap: *Banara parviflora*, Alp: *Allophylus petiolulatus*, Stl: *Styrax leprosus* Cac: *Cabralea canjerana*,

Mae: *Matayba elaeagnoides*, Piu: *Pittosporum undulatum*, Pip: *Pimenta pseudocaryophyllus*, Cas: *Casearia sylvestris*, Ocp: *Ocotea puberula*, Sct: *Schinus terebinthifolius*, Anr: *Annona rugulosa*, Myh: *Myrcia hatschbachii*, Nel: *Nectandra lanceolata*, Ale: *Allophylus edulis*, Gmk: *Gymnanthes klotzschiana*, Nem: *Nectandra megapotamica*, Myr: *Myrtacea* sp., Fil: *Ficus luschnathiana*, Cei: *Celtis iguanaea*, Hod: *Hovenia dulcis*. TUR: *Turdus rufiventris*, TAS: *Tangara sayaca*, TUL: *Turdus leucomelas*, PEO: *Penelope obscura*, PAP: *Patagioenas picazuro*, ELM: *Elaenia mesoleuca*, CHC: *Chiroxiphia caudata*, TUA: *Turdus amaurochalinus*, CAH: *Cacicus haemorrhous*, TUF: *Turdus flavipes*, PAC: *Pachyramphus castaneus*, PIS: *Pitangus sulphuratus*, TYM: *Tyrannus melancholicus*, PRN: *Procnias nudicollis*, CYC: *Cyanocorax chrysops*, MYM: *Miyodinastes maculatus*, COM: *Colaptes melanochloros*, THS: *Tlypopsis sordida*, PIB: *Pipraeidea bonariensis*, SAS: *Saltator similis*, TAP: *Tangara preciosa*..... 48

Figura 7 Curvas de rarefação para riqueza de interações referente às sete unidades amostrais investigadas. 50

Figura 8 Detalhe da Unidade amostral PMM. A - Imagem de 1984, B - Imagem de 2016. Interessante notar o surgimento de uma barreira para a dispersão de aves. C - Imagem 2004, D - Imagem 2015, detalhe na restauração florestal que ocorre na área. Imagens do Google Earth..... 51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Métricas e descrições utilizadas para analisar a relação entre a configuração e composição da paisagem e propriedades das redes de interações em ambiente urbano. Todos os valores das métricas descritas abaixo foram calculadas para cada um dos raios analisados (500, 1,000 e 2,000m), exceto a conectividade funcional 22

Tabela 2 - Lista dos modelos criados com possíveis efeitos das variáveis, isoladas ou combinadas sobre a riqueza de aves e plantas e sobre as propriedades das redes de interações. Os sinais de (+) e (-) ao lado das variáveis significam maior ou menor respectivamente. NF - número de fragmentos, PF - proporção de floresta, Qpai - qualidade da paisagem, QH - qualidade do fragmento florestal, Conect - conectividade funcional da paisagem, PU - proporção de urbanização, ISO - isolamento. 26

Tabela 3 - Valores de riqueza de aves, plantas e o tamanho da rede nas paisagens avaliadas. PB – Parque Barreirinha, BPJ – Bosque do Papa João Paulo II, MCI – Museu de História Natural Capão da Imbuia, JB – Jardim Botânico, BRM – Bosque Reinhard Maack, PMM – propriedade particular Marco Mazarotto, RPA – Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã. 27

Tabela 4 - Variação das propriedades de redes nos fragmentos florestais amostrados em Curitiba, Paraná. PB – Parque Barreirinha, BPJ – Bosque do Papa João Paulo II, MCI – Museu de História Natural Capão da Imbuia, JB – Jardim Botânico, BRM – Bosque Reinhard Maack, PMM – propriedade particular Marco Mazarotto, RPA – Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã..... 28

Tabela 5 - Efeito de cada variável dependente da escala obtidos através de comparações entre os valores de R^2 , com intuito de selecionar o maior coeficiente de variação. Os valores em negrito significam a escala cujo efeito é maior. NF – número de fragmentos, PF – proporção de floresta, PU – porcentagem de urbanização, ISO – isolamento, Qpai – qualidade da paisagem. Valores em negrito significam maior R^2 29

Tabela 6 - Modelos de hipóteses concorrentes para riqueza de aves e de plantas nas paisagens, ordenados conforme os valores do critério de informação Akaike de segunda ordem AICc. $\Delta AICc$ – valores do delta AICc, AICcwt – peso dos modelos, cum. Wt – valores de peso dos modelos acumulados. Os valores sobrescritos ao lado de algumas variáveis significam aos raios (500m, 1,000m, 2,000m) em que elas foram obtidas..... 30

Tabela 7 - Modelos de hipóteses concorrentes para o aninhamento ponderado, especialização da rede, diversidade de interações, riqueza de aves e plantas na rede. A ordenação segue os valores do critério de informação Akaike de segunda ordem AICc. $\Delta AICc$ – valores do delta aicc, AICcwt – peso dos modelos, cum. Wt – valores de peso dos modelos acumulados. Os valores sobrescritos ao lado de algumas variáveis significam aos raios (500m, 1,000m, 2,000m) em que elas foram obtidas. 32

Tabela 8 - Correlação entre as variáveis da paisagem que exibiram valores $R^2 > 70$ 49

Tabela 9 - Espécies de aves compondo as redes de interações e o tipo de dieta. PB - Parque Barreirinha, PMM - propriedade particular Marco Mazzarotto, BJP - Bosque do Papa João Paulo II, RPA - Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã, JB - Jardim Botânico, BRM - Bosque Reinhard Maack, MCI – Museu de História Natural Capão da Imbuia..... 52

Tabela 10 - Lista de espécies de plantas registradas nas paisagens analisadas. MCI - Museu de História Natural Capão da Imbuia, PB – Parque Barreirinha, BRM – Bosque Reinhard Maack, BPJ – Bosque do Papa João Paulo II, PMM – propriedade Marco Mazarotto, JB – Jardim Botânico, RPA – Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã..... 53

Tabela 11 - Lista de espécies de aves registradas nas paisagens analisadas. MCI - Museu de História Natural Capão da Imbuia, PB – Parque Barreirinha, BRM – Bosque Reinhard Maack, BPJ – Bosque do Papa João Paulo II, PMM – propriedade Marco Mazarotto, JB – Jardim Botânico, RPA – Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã..... 57

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 11 |
| 2. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 15 |
| 2.1 Área de estudo | 15 |
| 2.2 Registro das interações | 16 |
| 2.3 Estrutura da vegetação | 16 |
| 2.4 Qualidade do Hábitat | 17 |
| 2.5 Propriedades das redes | 19 |
| 2.6 Estrutura da paisagem | 20 |
| 2.7 Análise dos dados | 25 |
| 3 RESULTADOS | 26 |
| 3.1 Efeito da escala | 28 |
| 3.2 Efeito da estrutura da paisagem sobre a riqueza de aves e plantas | 30 |
| 3.3 Efeito da estrutura da paisagem, sobre as propriedades das redes de interações.. | 31 |
| 4. DISCUSSÃO | 36 |
| 4.1 Implicações para a conservação | 39 |
| 4.2 Limitações do trabalho..... | 40 |
| REFERÊNCIAS | 43 |
| ANEXOS | 48 |

1. INTRODUÇÃO

Atividades antrópicas ligadas à perda de áreas naturais, entre elas a urbanização e a expansão agrícola, afetam vários ecossistemas do mundo e são relacionadas com a perda da biodiversidade (Fahrig 2003, Albrecht et al. 2007). Muitas vezes, o processo de conversão de paisagens leva à perda e à fragmentação de áreas naturais, processos diferentes que comumente ocorrem juntos (Fahrig 2003). Como consequências, esses processos resultam em redução de proporção de floresta, aumento no número de pequenos fragmentos, além de mudar o arranjo espacial da paisagem que pode aumentar o isolamento entre os fragmentos de áreas naturais. (Andrén 1994, Fahrig 2003).

Paisagens fragmentadas possuem um mosaico heterogêneo de elementos interativos, entre eles, o fragmento, corredores e a matriz. Considerar a interação entre esses elementos é mais realista pelo fato de que as espécies percebem essa heterogeneidade de forma mais complexa do que a simplicidade do modelo habitat-matriz (i.e. habitat e não-habitat) (Boscolo et al. 2016). Os elementos estruturais da paisagem resultam da interação entre a sua configuração (i.e. como os elementos existem; incluindo a distribuição espacial, localização, tamanho e forma, etc.) com a sua composição (i.e. o que existe na paisagem, incluindo a quantidade, proporção, etc.) (Boscolo et al. 2016). Vários estudos têm demonstrado os efeitos da estrutura da paisagem sobre comunidades (Tscharrntke et al. 2002, Fahrig 2003, Moreira et al. 2015). Contudo, além da configuração e composição, a qualidade dos fragmentos florestais e a conectividade da paisagem também são determinantes para a persistência de comunidades (Mortelliti et al. 2010, Hodgson et al. 2011, Tambosi et al. 2014) e de processos ecológicos que são dependentes da escala espacial (e.g. dispersão) (Cushman and McGarigal 2004).

A resposta à perda de cobertura de áreas naturais pode variar de acordo com os requerimentos de cada espécie (Ferraz et al. 2007) e com a capacidade de dispersão (Burgess et al. 2012). Fatores locais como o tamanho e qualidade do fragmento têm

efeitos sobre a persistência de espécies (Hodgson et al. 2011, Beninde et al. 2015), enquanto que elementos da paisagem como o tipo de matriz, quantidade de habitat e corredores facilitam a movimentação de espécies na paisagem (Fahrig 2003; Uezu et al. 2008; Ribeiro et al. 2009). Entender como determinados atributos das espécies e da paisagem interagem para determinar a dispersão é uma das 100 questões fundamentais na ecologia (Sutherland et al. 2013).

Dessa forma, é possível perceber que a biodiversidade local é resultado da interação entre o tipo de matriz, a configuração da paisagem, o requerimento das espécies e habilidade de dispersão. No entanto, biodiversidade é muito mais do que riqueza de espécies (Ferreira et al. 2013). Biodiversidade é uma propriedade emergente que surge de interações entre os elementos de um sistema (Norris 2012), de forma que a persistência de uma espécie pode depender da presença de outras espécies com as quais ela interage (Fortuna and Bascompte 2006). A abordagem de redes de interações permite descrever e quantificar as interações entre as espécies (Blüthgen 2010) assim como comparar diversas redes de interações (Blüthgen et al. 2006). Com isto, é possível prever o efeito de ações antrópicas sobre a perda de interações (Tylianakis et al. 2007), além de fornecer informações valiosas sobre a conservação das interações mutualísticas (Tylianakis et al. 2010; Devoto et al. 2012; Ribeiro da Silva et al. 2015) possibilitando a incorporação de um contexto espacial (Moreira et al. 2015).

A urbanização é uma das formas mais invasivas de alteração da paisagem (McKinney 2002, Zhao et al. 2016) com rápida expansão pelo mundo (McPhearson et al. 2016). A redução e a fragmentação de habitats são características do processo de urbanização, fatores que contribuem para a baixa diversidade biótica encontrada em cidades (Marzluff and Ewing 2001). As aves estão entre um dos grupos mais bem estudados em ambiente urbano pelo fato de possuírem uma notável diferença interespecífica e realizarem importantes serviços ecossistêmicos como a polinização e

dispersão de sementes (Beissinger and Osborne 1982, Bregman et al. 2014). Existe um consenso de que a diminuição da riqueza de aves está associada com a urbanização (Crooks et al. 2004, Garaffa et al. 2009, Meffert and Dziack 2013). Estudos indicam que a densidade de algumas espécies aumenta enquanto a riqueza de outras diminui conforme aumenta a intensidade de urbanização (Marzluff 2001), o que pode levar à homogeneização biótica (McKinney 2006, Garaffa et al. 2009). Pode ser esperado que o serviço de dispersão em ambiente urbano seja bastante impactado em virtude da redução de espécies de aves dispersoras (Bregman et al. 2014).

Neste cenário de preocupação com a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos, existe um crescente interesse em saber os efeitos de atividades antrópicas sobre as propriedades das redes de interações (Geslin et al. 2013, Ferreira et al. 2013, Moreira et al. 2015). No entanto, existe uma falta de conhecimento de como as interações mutualistas entre aves e plantas com frutos são afetadas por atividades antrópicas. Nesse estudo, nossos objetivos são (i) identificar em qual escala os possíveis efeitos da estrutura da paisagem sobre a riqueza de aves e plantas e sobre as propriedades das redes são mais pronunciados (ii) investigar o efeito da estrutura da paisagem, da conectividade funcional e da qualidade do fragmento florestal sobre a riqueza de aves e plantas, além do efeito sobre as propriedades das redes de interações de aves frugívoras em fragmentos florestais urbanos. Assim, propomos dois conjuntos de hipóteses relacionado com a riqueza de aves e plantas registradas nos fragmentos florestais bem como sobre as propriedades de redes de interações com, (I) a estrutura da paisagem (II) e com a conectividade funcional e qualidade do fragmento florestal (Figura 1).

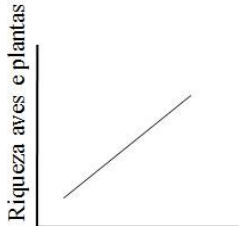
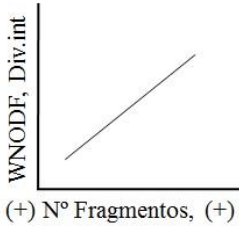
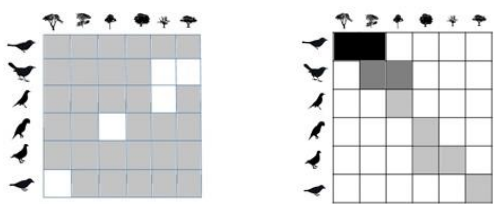
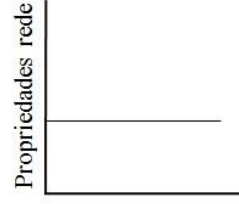
| Hipótese | Descrição | Representação gráfica |
|----------------|--|---|
| H ₁ | A estrutura da paisagem, a qualidade do fragmento florestal e a conectividade funcional afetam as riquezas de aves e plantas dentro do fragmento florestal. |  <p>Riqueza aves e plantas</p> <p>(+) N° Fragmentos, (+) % vegetação, (-) isolamento, (+) qualidade do habitat</p> |
| H ₂ | A estrutura da paisagem, a qualidade do fragmento florestal e a conectividade funcional afetam o aninhamento e a diversidade de interações dentro do fragmento florestal. |  <p>WNODF, Div.int</p> <p>(+) N° Fragmentos, (+) % vegetação, (-) isolamento, (+) qualidade do habitat</p> |
| H ₃ | Conforme a estrutura da paisagem, a qualidade do fragmento florestal e a conectividade funcional, as espécies de aves podem interagir com frequências semelhantes, resultando em redes pouco especializadas. Por outro lado, as espécies podem interagir em frequências distintas, representado pelo gradiente de cor, o que resulta em redes mais especializadas. |  <p>(+) N° Fragmentos, (+) % vegetação, (-) isolamento, (+) qualidade do habitat</p> <p>(-) N° Fragmentos, (-) % vegetação, (+) isolamento, (-) qualidade do habitat</p> |
| Nulo | A estrutura da paisagem, da qualidade do fragmento florestal e a conectividade funcional não afetam a riqueza de aves e plantas além de não afetar as propriedades das redes. |  <p>Propriedades rede</p> <p>Características da paisagem e da qualidade do habitat</p> |

Figura 1 Hipóteses associadas ao efeito da estrutura da paisagem, da qualidade do fragmento e conectividade funcional sobre riqueza de aves, plantas e sobre as propriedades das redes de interações de aves frugívoras em ambiente urbano.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município de Curitiba (25°25'48'' S e 49°16'15'' W), Paraná, que é a oitava cidade mais populosa do Brasil (IBGE 2016). A altitude varia entre 860 e 1020 m, e o clima é mesotérmico subtropical úmido, sem estação seca e com verões quentes (Kottek et al. 2006). Próximo aos limites da cidade, aproximadamente 20km a leste, encontra-se uma grande faixa de Floresta Atlântica sobre a Serra do Mar.

A matriz urbana ocupa 61% do perímetro da cidade (Figura 2), poucos remanescentes de grande porte restaram na cidade. Sete fragmentos florestais imersos na matriz urbana foram selecionados para obtenção dos dados de frequência de interação e estrutura da vegetação (Figura 3). Para estes fragmentos foram calculadas métricas da estrutura da paisagem, conectividade funcional e qualidade do fragmento florestal.

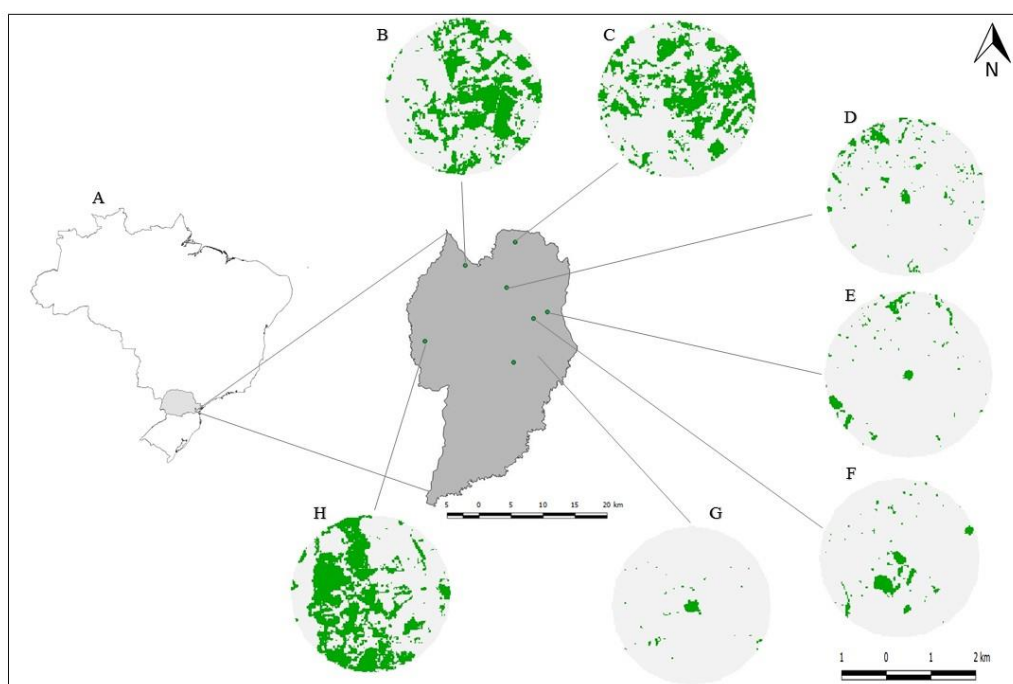


Figura 2 Esquerda- **A** - mapa do Brasil evidenciando o estado do Paraná. Centro, limites do município de Curitiba e a posição das sete áreas amostradas. Dentro de cada círculo a representação de áreas florestais (verde) e não florestais **B** - Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã (RPA); **C** - Parque Barreirinha (PB); **D** - Bosque do Papa João Paulo II (BPJ); **E** - Museu de História Natural Capão da Imbuia (MCI); **F** - Jardim Botânico (JB); **G** - Bosque Reinhard Maack (BRM); **H** - Propriedade particular Marco Mazzarotto (PMM).

2.2 REGISTRO DAS INTERAÇÕES

A partir da área do menor fragmento, padronizamos um transecto de 180m localizado no centro de cada unidade amostral. Todas as espécies de árvores com frutos encontradas a 10 metros, para ambos os lados e perpendicular ao transecto, foram observadas por um período de 50 minutos, considerando apenas a frequência de visita de aves. Para diminuir os possíveis vieses de amostragem devido a diferenças nas áreas dos fragmentos (Figura 2), construímos curvas de esforço amostral adaptadas para redes de interações (Chacoff et al. 2012). A amostragem ocorreu entre 07:00h a 14:00h, entre outubro de 2015 a maio de 2016. A partir das observações focais, foram construídas redes quantitativas de interação.

Para complementar o registro das interações e com o intuito de obter mais informações sobre a avifauna urbana, construímos uma lista de espécies de aves para cada uma das unidades amostrais analisadas. O método consistiu em registrar todas as espécies escutadas e/ou avistadas dentro e no entorno da unidade amostral. O tempo de registro foi compatível com o tempo dispendido para o registro das interações. As espécies de aves em cada uma das unidades amostrais foram compiladas em uma única lista de riqueza de aves (Anexo 7).

2.3 ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO

Dentro de cada fragmento, três parcelas de 10x10m e três de 5x5m foram distribuídas no percurso do transecto (o mesmo utilizado para o registro das interações) para a coleta de dados da vegetação arbórea (diâmetro à altura do peito ($DAP \geq 10\text{cm}$), e arbustiva, ($\text{altura} \geq 1,30\text{m}$). Para caracterizar a estrutura da vegetação, foram coletados dados referentes à identidade das espécies, (DAP), diâmetro basal (DB) e altura. Os materiais coletados foram identificados com a ajuda de especialistas e tombados no

herbário UPCB da Universidade Federal do Paraná. A identidade das plantas em cada unidade amostral foi compilada em uma única lista de riqueza de plantas na paisagem (Anexo 6).

2.4 QUALIDADE DO HÁBITAT

A fim de consolidar diferentes aspectos da qualidade ambiental de áreas florestais em uma única métrica, foi desenvolvido um índice de qualidade ambiental (Q). Esse índice leva em consideração, em nível local (unidade amostral), a riqueza de espécies (S), a densidade de árvores (dA) e de arbustos (da), o tamanho de árvores (tA) e arbustos (ta), a variação no tamanho das árvores (vtA) e arbustos (vta), bem como as proporções de indivíduos de espécies nativas (pN) e de espécies zoocóricas (pZ) e a distinção evolutiva média das espécies (ED).

A riqueza de espécies é obtida pela contagem do total de indivíduos lenhosos na área. As densidades de árvores (dA) e arbustos (da) em cada unidade amostral (U.A.) foram calculadas dividindo-se o número de espécies amostradas pela área total amostrada. O tamanho médio das árvores (tA) foi calculado a partir da relação DAP*Altura de cada indivíduo arbóreo presente na UA, o tamanho médio dos arbustos (ta) em cada U.A. foi calculado a partir da relação área basal*Altura de cada indivíduo arbustivo na U.A. O desvio padrão foi utilizado como medida de variação de tamanho das árvores (vtA), bem como a variação do tamanho médio dos arbustos (vta). A proporção de indivíduos de espécies nativas (pN) em cada U.A. foi calculado como a razão entre o número de indivíduos de espécies nativas e o total de indivíduos. De forma semelhante, a proporção de indivíduos de espécies com dispersão zoocórica (pZ) foi calculado como a razão entre o total de indivíduos de espécies zoocóricas e o total de indivíduos. A distinção evolutiva média foi calculada a partir do valor médio do índice ED das espécies presentes no local. A ED de cada espécie foi calculada usando-se a função “evol.distinct” do pacote picante

(Kembel et al. 2010) do ambiente estatístico R (R Core Team, 2016). A *ED* é uma medida filogenética baseada na topologia da árvore filogenética em que os valores para cada espécie são calculados como a soma dos valores dos ramos relacionados a cada espécie (Isaac et al. 2007). O valor de cada ramo é seu comprimento dividido pelo número de espécies descendentes, como se segue:

$$ED(T, i) = \sum_{e \in q(T, i, r)} \left(\lambda \frac{1}{S_e} \right) \quad (1)$$

sendo e um ramo de comprimento λ no conjunto $s(T, i, r)$ da árvore filogenética T , conectando a espécie i à raiz r , e S_e é o número de espécies descendentes do ponto e . A árvore filogenética utilizada para este cálculo foi gerada com base na super árvore R20120829, feita com base nas relações filogenéticas propostas pela APGIII (2009). O comprimento dos ramos foi calibrado usando a estimacão de idade dos clados de Bell et al. (2010). O *pool* total de espécies usados no cálculo de *ED* foi baseado em todas as 390 espécies descritas como presentes na região de estudo pela Flora do Brasil (Flora do Brasil 2020).

O índice *Q* para cada U.A. foi calculado de maneira relativa, sendo cada termo do índice (equação 2) dividido pelo maior valor encontrado entre as U.As., para cada termo. Assim, *Q* pondera igualmente cada aspecto da qualidade do ambiente, e foi calculado para cada U.A. como:

$$Q(j) = \frac{1}{10} \left[\frac{S_j}{S_k} + \left(\frac{\frac{1}{S_j} \sum_i^{S_j} ED(i)}{\frac{1}{S_k} \sum_i^{S_k} ED(i)} \right)_j + \frac{dA_j}{dA_k} + \frac{tA_j}{tA_k} + \frac{vtA_j}{vtA_k} + \frac{da_j}{da_k} + \frac{ta_j}{ta_k} + \frac{vta_j}{vta_k} + \frac{pN_j}{pN_k} + \frac{pZ_j}{pZ_k} \right] \quad (2)$$

Dessa maneira, cada termo da equação é a razão entre o valor observado na U.A. j e o máximo valor observado entre as U.As. Para cada U.A. j , o $ED(i)$ é o valor de *ED* da espécie i ocorrendo na U.A. j , o S_j é o número total de espécies em j enquanto S_k é o número total de espécies na U.A. mais rica. Cada aspecto da qualidade (*i.e.*, S , dA , tA ,

vtA , da , ta , vta , pN , pZ) foi calculado para a U.A. j e depois dividido pelo maior valor encontrado entre as U.As, referenciado por k . Por exemplo, a densidade de árvores na U.A. j , a dA_j é dividida pelo maior valor de densidade entre as U.As - dA_k . Dessa maneira, cada termo da equação é a razão entre o valor observado na U.A. j e o máximo valor observado entre as U.As. Assim, o índice de qualidade ambiental Q de uma determinada U.A. pondera igualmente os valores relativizados dos diferentes aspectos da qualidade ambiental. O índice de qualidade ambiental Q varia de 0 a 1 indicando locais com menor e maior qualidade, respectivamente.

2.5 PROPRIEDADES DAS REDES

Foram criadas matrizes de frequência de interações para cada unidade amostral. Foram utilizadas redes quantitativas pelo fato de serem mais robustas contra vieses de amostragem (Blüthgen et al. 2006, Dormann et al. 2009, Devoto et al. 2012). Entre as métricas possíveis de serem utilizadas em estudos de redes de interações, o aninhamento ponderado, a diversidade de interações e a especialização da rede foram analisadas devido a suas relevâncias ecológicas e por serem descritas como sensíveis a variações ambientais (Tylianakis et al. 2010, Devoto et al. 2012).

O aninhamento ponderado consiste em interações assimétricas em que um grupo de espécies com poucas interações (i.e. especialistas) estão conectadas a um subconjunto de espécies que possuem mais interações (i.e. generalistas) (Bascompte et al. 2003). Essa arquitetura resulta em rotas alternativas de interações para as espécies quando a comunidade é submetida a perturbações (Burgos et al. 2007), além de diminuir a competição (Bastolla et al. 2009). O valor do aninhamento varia de 0 (rede não aninhada) a 100 (rede altamente aninhada).

A diversidade de interações considera a frequência de interação entre pares de espécies da mesma forma que a diversidade de *Shannon* é calculada para as espécies com

diferentes abundâncias em uma comunidade (Devoto et al. 2012). A diversidade de interações fornece uma medida da complexidade das interações (Blüthgen 2010) e estabilidade da comunidade, uma vez que redes com grande diversidade de interações podem aumentar a taxa de serviços ecossistêmicos (Tylianakis et al. 2010). O valor da diversidade de interações varia de 0 (rede sem diversidade de interação) a 100 (rede com alta diversidade de interações).

A especialização da rede (H_2') é uma medida, em nível da comunidade, que descreve a complementaridade das interações (quando as espécies que compõem a rede exibem frequências de interações semelhantes com espécies semelhantes), ou sua exclusividade (quando as espécies exibem frequências de interações distintas ou interagem com espécies distintas). Essa propriedade da rede é útil em comparações entre redes por não ser afetada pelo tamanho da rede ou intensidade de amostragem (Blüthgen et al. 2006). O valor da especialização da rede varia de 0 (rede generalista) a 1 (rede especialista).

Para comparar as diferentes redes amostradas, todas as métricas foram padronizadas utilizando o modelo nulo *vaznull* (Vázquez et al. 2007) em que $\Delta\text{métrica} = \text{valor observado} - \text{média das aleatorizações}$. Esse modelo conserva a proporção das conexões possíveis (i.e. conectância) da rede original e mantém a soma total marginal das linhas e colunas da matriz (Dormann et al. 2009). Foram realizadas 999 aleatorizações. Todas as métricas foram calculadas utilizando o pacote *bipartite* (Dormann et al. 2009) no ambiente R (R Core Team 2016).

2.6 ESTRUTURA DA PAISAGEM

Para a construção do mapa de uso do solo (Figura 4), foram utilizadas as bandas 2, 3 e 4 RGB (*red, green, blue*) de uma imagem de satélite Landsat 8, gerada em 11/11/2013 com 30 m de resolução espacial. O georreferenciamento e a classificação

supervisionada foram feitas através do software Qgis, versão 2.16, com uso do *semi-automatic classification plugin* (SCP). Sete classes da paisagem foram identificadas e listadas na Figura 4. A acurácia da classificação (>90%) foi avaliada com base no algoritmo de máxima verossimilhança.

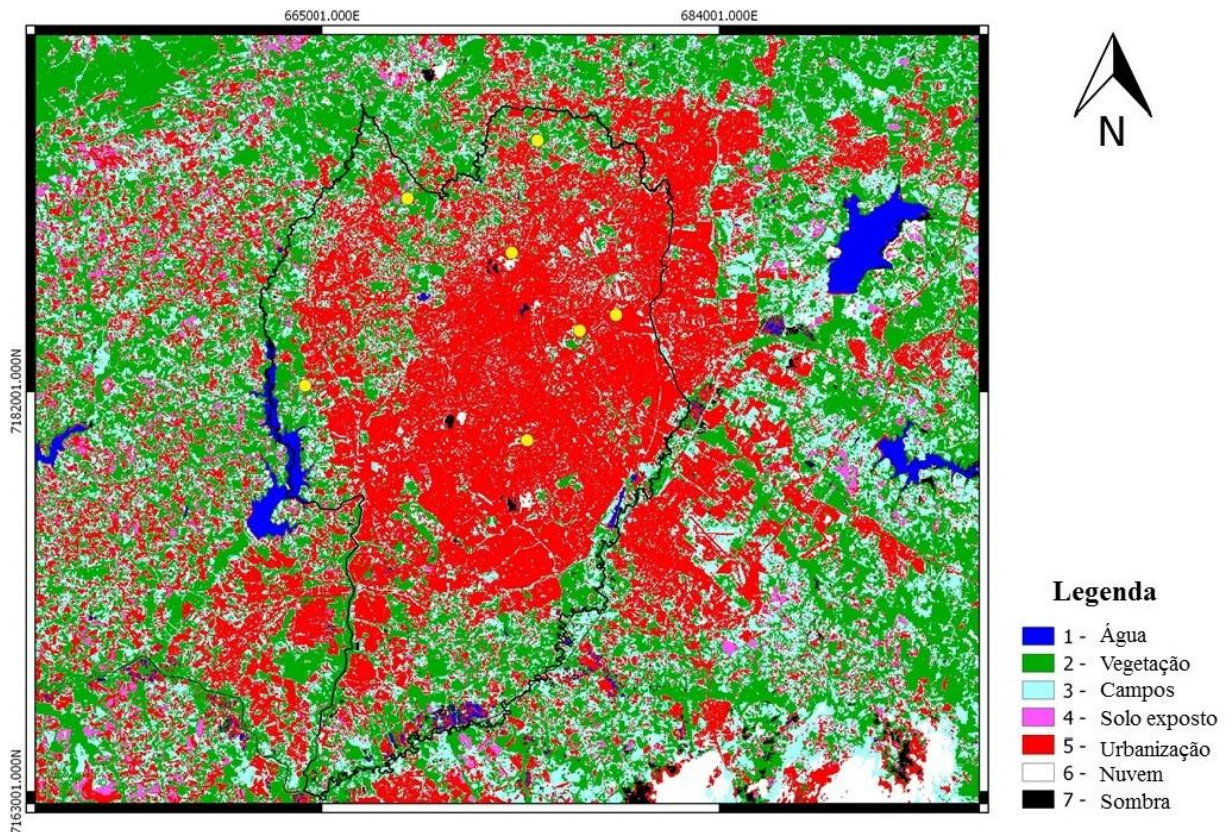


Figura 3 Mapa de uso do solo e limites legais da cidade de Curitiba, PR. Pontos em amarelo são as unidades amostrais.

Para investigar a relação entre a estrutura da paisagem sobre as propriedades das redes de aves frugívoras, foram selecionadas seis métricas de paisagem: número de fragmentos florestais, proporção de floresta, proporção de urbanização, qualidade da paisagem, isolamento e conectividade funcional média (Tabela 1). Como essas métricas refletem a conectividade e a quantidade de floresta disponível (Fahrig 2003, Boscolo and Metzger 2009), é esperado que afetem a ocorrência de aves e plantas e as possíveis interações entre as espécies. A conectividade funcional média considera o custo de cada

classe, referente à possibilidade de oferecer recursos (frutos), e à distância Euclidiana gerada a partir de um ponto de origem até um destino (*source-target*).

TABELA 1 MÉTRICAS E DESCRIÇÕES UTILIZADAS PARA ANALISAR A RELAÇÃO ENTRE A CONFIGURAÇÃO E COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM E PROPRIEDADES DAS REDES DE INTERAÇÕES EM AMBIENTE URBANO. TODOS OS VALORES DAS MÉTRICAS DESCRITAS ABAIXO FORAM CALCULADAS PARA CADA UM DOS RAIOS ANALISADOS (500, 1,000 e 2,000m), EXCETO A CONECTIVIDADE FUNCIONAL

| Métrica da paisagem | Descrição |
|----------------------------------|--|
| Número de fragmentos (NF) | Número total de fragmentos florestais |
| Proporção de floresta (PF) | Proporção de cobertura florestal |
| Proporção de urbanização (PU) | Proporção da paisagem coberta pela urbanização (e.g. construções, rodovias, estradas) |
| Qualidade da paisagem (QPai) | Somatório das classes proporção de cobertura florestal e proporção de vegetação (Figura 2) |
| Isolamento (ISO) | Distância média entre fragmentos florestais |
| Conectividade funcional (Conect) | Relação entre o custo funcional médio e a distância Euclidiana média |

A partir de cada unidade amostral, foi utilizada a abordagem de múltipla escala (500m, 1.000m e 2.000m) descritas como suficientes para a movimentação de aves na paisagem (Hostetler and Holling 2000, Boscolo and Metzger 2009, Suarez-rubio et al. 2013). O reconhecimento da escala adequada é importante pelo fato da estrutura da paisagem afetar espécies e processos ecológicos em diferentes escalas espaciais (Boscolo and Metzger 2011, McGarigal et al. 2016).

Pelo fato de não ser possível identificar *a priori* a escala em que um efeito ocorre, é necessário utilizar uma análise de múltiplas escalas, conforme o grupo taxonômico e o processo ecológico em questão (Fahrig 2013). Assim, regressões lineares simples foram utilizadas para investigar em qual raio (500m, 1,000m, 2,000m) os elementos de estrutura da paisagem melhor explicam as propriedades de redes (aninhamento ponderado, diversidade de interações e a especialização da rede), bem como a riqueza de espécies de aves e plantas registradas nas unidades amostrais, com base no valor explicativo resultante do coeficiente de determinação (R^2) (Boscolo and Metzger 2009, Moreira et al. 2015).

Para obter uma medida de conectividade funcional da paisagem, foram simulados corredores utilizando o software LSCorridors (*Landscape Corridors*) (Ribeiro et al. 2017). O LSCorridors permite a simulação de diversos corredores entre dois pontos com a possibilidade de adicionar variações estocásticas, definidas antes de iniciar as simulações, que as tornam mais realistas (Ribeiro et al. 2017). O LSCorridors requer dois mapas: mapa de custo e mapa com pontos de ligação (*source-target*). O mapa de custo é criado ao atribuir valores para cada classe existente no mapa de uso do solo, no qual pixels com baixos valores de resistência contribuem para a movimentação de aves dentro da paisagem (Adriaensen et al. 2003). Os valores de custo médio, referentes à capacidade que determinada classe tem de oferecer recurso, foram acessados em consulta a 13 especialistas ornitólogos. Para essa consulta, foi criado um documento com o mapa de uso do solo com explicação sobre cada classe (Figura 4). Os especialistas ornitólogos pontuaram, quais classes (vegetação, campos, solo exposto e urbanização) teriam a capacidade em oferecer frutos, em uma escala de 1 (pouca possibilidade em oferecer frutos) a 100 (muita possibilidade em oferecer frutos). A partir disto, foi calculada a média de cada uma das classes e criado o mapa de custo. Embora pareça arbitrário, uso do conhecimento compartilhado, i.e, consulta direta a especialistas, é indicado para agregar

informações além de suprir lacunas e incertezas que detalhes específicos podem gerar como uso do habitat e exigências fisiológicas (Perera et al. 2012).

Todos os corredores foram simulados dentro do *buffer* de 2.000m e possuíam a unidade amostral como ponto de origem. Os pontos de destinos foram aleatorizados para garantir que qualquer localidade da paisagem poderia ser uma rota utilizada por determinada espécie de ave. Para isso, 1.000 pontos foram criados e, também de forma aleatória, foram selecionados 30 pontos para serem utilizados como destino (Figura 5).

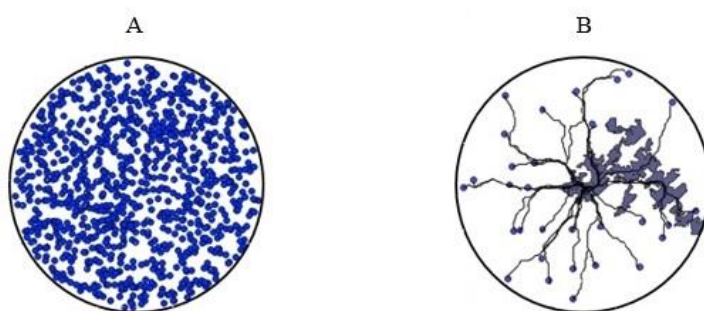


Figura 4 Método de criação de pontos para simulação de corredores. A - 1.000 pontos aleatórios, B - 30 pontos aleatórios e simulação de corredores a partir do fragmento central.

Foi utilizado o método descrito por Santos et al. (2014) expresso na Equação 3 abaixo que descreve o índice de conectividade funcional:

$$IC = 1 / \frac{CF_m}{DE_m} \quad (3)$$

O índice de conectividade funcional (IC) resulta da combinação do custo funcional médio (CF_m) e da distância Euclidiana média (DE_m) entre pares de pontos.

2.7 ANÁLISE DOS DADOS

Devido à complexidade da relação entre a estrutura da paisagem, da conectividade e da qualidade do fragmento florestal sobre as propriedades de redes de interações bem como sobre a riqueza de aves e plantas na paisagem, foi utilizada a abordagem de seleção de modelos por múltiplas hipóteses concorrentes. Pelo fato do número de amostra ser pequeno ($n=7$) utilizamos o critério de Akaike corrigido para pequenas amostras AICc, usando modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição Gaussiana. Foi definido um conjunto de hipóteses com sentido biológico (Tabela 2) tendo sido removidas as variáveis com forte colinearidade ($R > 70$) (Anexo 2). Cada modelo foi criado utilizando a variável mais explicativa conforme a escala do maior efeito (i.e., maior, coeficiente de variação). Para cada modelo, foi calculada a diferença entre o valor AICc de um dado modelo com o melhor modelo ($\Delta AICc$) e o peso de evidência ($wAICc$). O $wAICc$ indica o peso do modelo, referente à probabilidade de ser o melhor entre os modelos selecionados. O parâmetro Cum.Wt indica os valores acumulados entre os pesos dos modelos. Modelos com alto $wAICc$ indicam maior probabilidade de serem os melhores modelos. Modelos com $\Delta AICc < 2$ são considerados igualmente plausíveis (Burnham and Anderson 2010). As análises de seleção de modelos foram realizadas utilizando o pacote “AICcmodavg” e os gráficos de relações lineares foram criados utilizando o pacote “ggplot2”.

TABELA 2 LISTA DOS MODELOS CRIADOS COM POSSÍVEIS EFEITOS DAS VARIÁVEIS, ISOLADAS OU COMBINADAS SOBRE A RIQUEZA DE AVES E PLANTAS E SOBRE AS PROPRIEDADES DAS REDES DE INTERAÇÕES. OS SINAIS DE (+) E (-) AO LADO DAS VARIÁVEIS SIGNIFICAM MAIOR OU MENOR RESPECTIVAMENTE. **NF** - NÚMERO DE FRAGMENTOS, **PF** - PROPORÇÃO DE FLORESTA, **Qpai** - QUALIDADE DA PAISAGEM, **QH** - QUALIDADE DO FRAGMENTO FLORESTAL, **Conect** - CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM, **PU** - PROPORÇÃO DE URBANIZAÇÃO, **ISO** - ISOLAMENTO.

| Modelos | Parâmetros |
|---|------------|
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ NF (+)}$ | 3 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PF (+)}$ | 3 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Qpai (+)}$ | 3 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ QH (+)}$ | 3 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Conect (+)}$ | 3 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PU (+)}$ | 3 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ ISO (+)}$ | 3 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ NF (+)} + \beta_2 \text{ QH (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ NF (+)} + \beta_2 \text{ Conect (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ NF (+)} + \beta_2 \text{ PF (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ NF (+)} + \beta_2 \text{ Qpai (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ NF (+)} + \beta_2 \text{ PU (-)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ NF (+)} + \beta_2 \text{ ISO (-)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PF (+)} + \beta_2 \text{ QH (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PF (+)} + \beta_2 \text{ Conect (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PF (+)} + \beta_2 \text{ ISO (-)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Qpai (+)} + \beta_2 \text{ Conect (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Qpai (+)} + \beta_2 \text{ QH (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Qpai (+)} + \beta_2 \text{ ISO (-)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ PU (-)} + \beta_2 \text{ ISO (-)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ ISO (-)} + \beta_2 \text{ Conect (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ ISO (-)} + \beta_2 \text{ QH (+)}$ | 4 |
| $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ Conect (+)} + \beta_2 \text{ QH (+)}$ | 4 |
| Nulo | 2 |

3 RESULTADOS

Registramos 313 interações entre 21 espécies de aves e 25 espécies de plantas.

Turdus rufiventris (135 interações), *Tangara sayaca* (60 interações) e *Elaenia mesoleuca* (28 interações) foram registradas em todas as redes e estão entre as espécies com maior número de interações. Encontramos três espécies de frugívoros obrigatórios *Patagioenas picazuro*, *Procnias nudicollis* e *Chiroxiphia caudata*, no Parque Barreirinha (PB) e RPPN

Airumã (RPA), locais que estão entre as paisagens com maior proporção de cobertura florestal.

Para plantas, não houve registro de espécies que ocorreram em todas as redes. Contudo, *Ilex paraguariensis* (49 interações) foi a espécie de planta com maior número de visitas, seguida de *Casearia decandra* (38 interações) e *Cabralea canjerana* (30 interações).

O tamanho das redes variou de 8 a 20 espécies. A riqueza de aves nas redes variou de 4 a 12 enquanto que a riqueza de plantas variou de 3 a 10 espécies (Tabela 3). As redes de interação apresentaram valores do aninhamento ponderado variando de 15 a 35, diversidade de interações variando de 1,96 a 2,78 e especialização da rede variando de 0,22 a 0,65 (Tabela 4).

TABELA 3 VALORES DE RIQUEZA DE AVES, PLANTAS E O TAMANHO DA REDE NAS PAISAGENS AVALIADAS. **PB** – PARQUE BARREIRINHA, **BPJ** – BOSQUE DO PAPA JOÃO PAULO II, **MCI** – MUSEU DE HISTÓRIA NATURAL CAPÃO DA IMBUÍ, **JB** – JARDIM BOTÂNICO, **BRM** – BOSQUE REINHARD MAACK, **PMM** – PROPRIEDADE PARTICULAR MARCO MAZAROTTO, **RPA** – RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL AIRUMÃ.

| Paisagem | Riqueza de aves | Riqueza de plantas | Tamanho da rede | Tempo de observação (h) |
|----------|-----------------|--------------------|-----------------|-------------------------|
| PB | 12 | 8 | 20 | 54 |
| BPJ | 11 | 7 | 18 | 47 |
| MCI | 5 | 10 | 15 | 67 |
| JB | 10 | 3 | 13 | 20 |
| BRM | 4 | 4 | 8 | 27 |
| PMM | 6 | 4 | 10 | 27 |
| RPA | 5 | 5 | 10 | 34 |

TABELA 4 VARIAÇÃO DAS PROPRIEDADES DE REDES NOS FRAGMENTOS FLORESTAIS AMOSTRADOS EM CURITIBA, PARANÁ. **PB** – PARQUE BARREIRINHA, **BPJ** – BOSQUE DO PAPA JOÃO PAULO II, **MCI** – MUSEU DE HISTÓRIA NATURAL CAPÃO DA IMBUÍ, **JB** – JARDIM BOTÂNICO, **BRM** – BOSQUE REINHARD MAACK, **PMM** – PROPRIEDADE PARTICULAR MARCO MAZAROTTO, **RPA** – RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL AIRUMÃ.

| Paisagem | Δ Aninhamento ponderado | Δ Diversidade de Interações | Δ Especialização da rede |
|----------|--------------------------------|------------------------------------|---------------------------------|
| PB | 35,74 | 2,78 | 0,28 |
| BPJ | 31,09 | 2,72 | 0,22 |
| MCI | 32,95 | 2,61 | 0,31 |
| JB | 15,16 | 2,25 | 0,65 |
| BRM | 23,84 | 1,96 | 0,31 |
| PMM | 26,74 | 2,01 | 0,49 |
| RPA | 32,67 | 2,21 | 0,34 |

3.1 EFEITO DA ESCALA

Todas as variáveis respostas analisadas possuem uma escala (em raio) em que o coeficiente de variação (R^2) é maior (Tabela 5). Para o aninhamento ponderado, todas as variáveis preditoras apresentaram melhor ajuste em paisagens com raio de 2,000m, número de fragmentos ($R^2 = 0,45$), proporção de floresta ($R^2 = 0,15$), proporção de urbanização ($R^2 = 0,21$), isolamento ($R^2 = 0,35$) e qualidade da paisagem ($R^2 = 0,23$).

Para a especialização da rede, o melhor ajuste variou conforme o raio da paisagem. Em paisagens com 500m de raio, as variáveis que apresentaram melhor ajuste foram o número de fragmentos ($R^2 = 0,29$) e a proporção de urbanização ($R^2 = 0,31$). O melhor ajuste das variáveis proporção de floresta ($R^2 = 0,02$) isolamento ($R^2 = 0,03$) e qualidade da paisagem ($R^2 = 0,01$) ocorreu em paisagens com 1,000m de raio.

Para a diversidade de interações, a proporção de urbanização teve seu maior efeito em paisagens com 500m de raio ($R^2 = 0,03$). As variáveis proporção de floresta ($R^2 = 0,04$), isolamento ($R^2 = 0,12$) e qualidade da paisagem ($R^2 = 0,02$) apresentaram o melhor ajuste em paisagens com 1,000m de raio. O número de fragmentos ($R^2 = 0,51$) foi mais explicativo em paisagens com raio de 2,000m.

A riqueza de aves nas redes apresentou o melhor ajuste das variáveis proporção de floresta ($R^2 = 0,005$), proporção de urbanização ($R^2 = 0,12$), isolamento ($R^2 = 0,14$) e qualidade da paisagem ($R^2 = 0,03$) em paisagens com 500m de raio.

A riqueza de plantas nas redes apresentou o melhor ajuste das variáveis número de fragmentos ($R^2 = 0,41$), proporção de urbanização ($R^2 = 0,27$), qualidade da paisagem ($R^2 = 0,04$) em paisagens com 500m de raio. Já a proporção de floresta ($R^2 = 0,05$) e o isolamento ($R^2 = 0,37$) foram mais explicativos em paisagens com 1,000m de raio.

A riqueza de espécies de aves e plantas registradas nas unidades amostrais apresentaram as mesmas escalas de efeito, porém, com valores diferentes (Tabela 5).

TABELA 5 EFEITO DE CADA VARIÁVEL DEPENDENTE DA ESCALA OBTIDOS ATRAVÉS DE COMPARAÇÕES ENTRE OS VALORES DE R^2 , COM INTUITO DE SELECIONAR O MAIOR COEFICIENTE DE VARIAÇÃO. OS VALORES EM NEGRITO SIGNIFICAM A ESCALA CUJO EFEITO É MAIOR. **NF** – NÚMERO DE FRAGMENTOS, **PF** – PROPORÇÃO DE FLORESTA, **PU** – PORCENTAGEM DE URBANIZAÇÃO, **ISO** – ISOLAMENTO, **Qpai** – QUALIDADE DA PAISAGEM. VALORES EM NEGRITO SIGNIFICAM MAIOR R^2

| Propriedade da rede | Atributo da paisagem | R^2 (500m) | R^2 (1,000m) | R^2 (2,000m) |
|----------------------------|----------------------|--------------|----------------|----------------|
| Aninhamento ponderado | NF | 0.07 | 0.03 | 0.45 |
| | PF | 0.11 | 0.08 | 0.15 |
| | PU | 0.04 | 0.11 | 0.21 |
| | ISO | 0.12 | 0.005 | 0.35 |
| | Qpai | 0.09 | 0.09 | 0.23 |
| Especialização da rede | NF | 0.29 | 0.0007 | 0.19 |
| | PF | 0.004 | 0.02 | 0.003 |
| | PU | 0.31 | 0.009 | 0.0002 |
| | ISO | 0.006 | 0.03 | 0.01 |
| | Qpai | 0.006 | 0.01 | 0.0001 |
| Diversidade de interações | NF | 0.12 | 0.17 | 0.51 |
| | PF | 0.01 | 0.04 | 0.01 |
| | PU | 0.03 | 0.01 | 0 |
| | ISO | 0.007 | 0.12 | 0.11 |
| | Qpai | 0.007 | 0.02 | 0.001 |
| Riqueza de aves (redes) | NF | 0.08 | 0.66 | 0.45 |
| | PF | 0.005 | 0.0003 | 0.0003 |
| | PU | 0.12 | 0.008 | 0.01 |
| | ISO | 0.14 | 0.04 | 0.11 |
| | Qpai | 0.03 | 0.003 | 0.01 |
| Riqueza de plantas (redes) | NF | 0.41 | 0.0008 | 0.18 |
| | PF | 0.03 | 0.05 | 0.01 |
| | PU | 0.27 | 0.04 | 0.001 |
| | ISO | 0.22 | 0.37 | 0.04 |

| Propriedade da rede | Atributo da paisagem | R^2 (500m) | R^2 (1,000m) | R^2 (2,000m) |
|---------------------|----------------------|--------------|----------------|----------------|
| Riqueza de Aves | Qpai | 0,04 | 0,04 | 0 |
| | NF | 0,31 | 0,13 | 0,32 |
| | PF | 0,89 | 0,88 | 0,84 |
| | PU | 0,41 | 0,89 | 0,83 |
| | ISO | 0,04 | 0,47 | 0,72 |
| | Qpai | 0,84 | 0,89 | 0,88 |
| Riqueza de Plantas | NF | 0 | 0,15 | 0,37 |
| | PF | 0,05 | 0,04 | 0,01 |
| | PU | 0,001 | 0,006 | 0,001 |
| | ISO | 0,07 | 0,03 | 0,09 |
| | Qpai | 0,02 | 0,03 | 0 |

3.2 EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA DE AVES E PLANTAS

A riqueza de aves encontrada nas unidades amostrais foi afetada pela estrutura da paisagem. De acordo com a seleção de modelos, a riqueza de aves foi maior em paisagens com maior proporção de floresta ($\Delta AICc = < 2$, $AICcWt = 0,33$) e com maior qualidade da paisagem ($\Delta AICc = < 2$, $AICcWt = 0,26$). Por outro lado, o modelo que incluiu a proporção de urbanização indicou que a riqueza de aves diminuiu conforme aumentou a proporção de urbanização ($\Delta AICc = < 2$, $AICcWt = 0,27$) (Figura 6, Tabela 6). Por outro lado, a riqueza de plantas não foi afetada por nenhum atributo da paisagem (Tabela 6).

TABELA 6 MODELOS DE HIPÓTESES CONCORRENTES PARA RIQUEZA DE AVES E DE PLANTAS NAS PAISAGENS, ORDENADOS CONFORME OS VALORES DO CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO AKAIKE DE SEGUNDA ORDEM $AICc$. $\Delta AICc$ – VALORES DO DELTA $AICc$, $AICcWt$ – PESO DOS MODELOS, **Cum. Wt** – VALORES DE PESO DOS MODELOS ACUMULADOS. OS VALORES SOBRESCRITOS AO LADO DE ALGUMAS VARIÁVEIS SIGNIFICAM AOS RAIOS (500m, 1,000m, 2,000m) EM QUE ELAS FORAM OBTIDAS.

| Variável Resposta | Modelos | $AICc$ | $\Delta AICc$ | $AICcWt$ | Cum. Wt |
|-------------------|---|---------|---------------|----------|---------|
| Riqueza de aves | $y = \beta_0 + \beta_1 PF^5$ | 46.1741 | 0 | 0.3361 | 0.3361 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PU^1$ | 46.5593 | 0.3853 | 0.2772 | 0.6133 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 Qpai^1$ | 46.6854 | 0.5113 | 0.2603 | 0.8735 |
| | Nulo | 48.6484 | 2.4744 | 0.0975 | 0.9711 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PF^5 + \beta_2 QH$ | 52.7209 | 6.5469 | 0.0127 | 0.9838 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 ISO^2$ | 53.4175 | 7.2435 | 0.009 | 0.9928 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 Conect + \beta_2 QH$ | 55.3128 | 9.1388 | 0.0035 | 0.9963 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 NF^2 + \beta_2 PF^5$ | 58.431 | 12.2569 | 0.0007 | 0.997 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 Qpai^1 + \beta_2 Conect$ | 58.4659 | 12.2918 | 0.0007 | 0.9977 |

| Variável Resposta | Modelos | AICc | Δ AICc | AICcWt | Cum. Wt |
|--------------------|---|----------|---------------|--------|---------|
| Riqueza de plantas | $y = \beta_0 + \beta_1$ Conect | 58.5405 | 12.3665 | 0.0007 | 0.9984 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ QH | 59.2505 | 13.0764 | 0.0005 | 0.9989 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ NF ² | 59.5335 | 13.3594 | 0.0004 | 0.9993 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ PF ⁵ + β_2 Conect | 59.9356 | 13.7615 | 0.0003 | 0.9997 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ NF ² + β_2 PU ¹ | 60.1284 | 13.9543 | 0.0003 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ NF ² + β_2 Conect | 68.1262 | 21.9522 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ NF ² + β_2 QH | 72.2107 | 26.0366 | 0 | 1 |
| | Nulo | 57.5821 | 0 | 0.6148 | 0.6148 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ Conect | 59.9937 | 2.4117 | 0.1841 | 0.7989 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ NF ² | 61.2787 | 3.6967 | 0.0968 | 0.8957 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ PF ⁵ | 64.2762 | 6.6942 | 0.0216 | 0.9173 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ ISO ² | 64.3255 | 6.7434 | 0.0211 | 0.9384 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ Qpai ¹ | 64.3668 | 6.7848 | 0.0207 | 0.9591 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ QH | 64.4682 | 6.8862 | 0.0197 | 0.9788 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ PU ¹ | 64.5743 | 6.9922 | 0.0186 | 0.9974 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ NF ² + β_2 QH | 70.784 | 13.202 | 0.0008 | 0.9982 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ NF ² + β_2 Qpai ¹ | 71.187 | 13.6049 | 0.0007 | 0.9989 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ NF ² + β_2 PF ⁵ | 71.458 | 13.876 | 0.0006 | 0.9995 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ Qpai ¹ + β_2 Conect | 73.2547 | 15.6726 | 0.0002 | 0.9997 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ PF ⁵ + β_2 Conect | 73.5556 | 15.9736 | 0.0002 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ ISO ² + β_2 PU ¹ | 78.0714 | 20.4894 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ PF ⁵ + β_2 QH | 78.2465 | 20.6644 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ Conect + β_2 QH | 114.6295 | 57.0475 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1$ Qpai ¹ + β_2 QH | 119.295 | 61.713 | 0 | 1 |

3.3 EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM, SOBRE AS PROPRIEDADES DAS REDES DE INTERAÇÕES

De acordo com os modelos, as propriedades das redes não foram afetadas por nenhuma estrutura da paisagem. No entanto, o aninhamento foi influenciado pela qualidade do fragmento florestal (Δ AICc < 2, AICcWt = 0,96), assim como especialização da rede (Δ AICc < 2, AICcWt = 0,51). Este último, porém, é indiferente do modelo nulo (Δ AICc < 2, AICcWt = 0,33) (Figura 6, Tabela 7). A diversidade de interações não foi afetada pela estrutura da paisagem, conectividade ou qualidade do fragmento (Tabela 7).

A riqueza de aves compondo as redes foi influenciada pelo modelo que inclui o número de fragmento florestal em paisagens com raio de 1,000 (Δ AICc < 2, AICcWt = 0,52), porém, esse modelo é indiferente do modelo nulo (Δ AICc < 2, AICcWt = 0,37).

Por outro lado, riqueza de plantas compondo as redes não foi influenciada pela estrutura da paisagem, pela conectividade funcional ou pela qualidade do fragmento (Tabela 7).

TABELA 7 MODELOS DE HIPÓTESES CONCORRENTES PARA O ANINHAMENTO PONDERADO, ESPECIALIZAÇÃO DA REDE, DIVERSIDADE DE INTERAÇÕES, RIQUEZA DE AVES E PLANTAS NA REDE. A ORDENAÇÃO SEGUE OS VALORES DO CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO AKAIKE DE SEGUNDA ORDEM AICC. $\Delta AICC$ – VALORES DO DELTA AICC, $AICCWT$ – PESO DOS MODELOS, $CUM. WT$ – VALORES DE PESO DOS MODELOS ACUMULADOS. OS VALORES SOBRESCRITOS AO LADO DE ALGUMAS VARIÁVEIS SIGNIFICAM AOS RAIOS (500M, 1,000M, 2,000M) EM QUE ELAS FORAM OBTIDAS.

| Variável Resposta | Modelos | AICc | $\Delta AICc$ | $AICcWt$ | Cum. Wt |
|---------------------------|--|----------|---------------|----------|---------|
| Aninhamento ponderado | $y = \beta_0 + \beta_1 QH$ | 44.9621 | 0 | 0.9688 | 0.9688 |
| | Nulo | 53.1431 | 8.181 | 0.0162 | 0.985 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 NF^2$ | 55.9118 | 10.9497 | 0.0041 | 0.989 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 NF^2 + \beta_2 QH$ | 56.0572 | 11.0951 | 0.0038 | 0.9928 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 ISO^2$ | 57.0467 | 12.0846 | 0.0023 | 0.9951 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 Qpai^2$ | 58.2231 | 13.261 | 0.0013 | 0.9964 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PU^2$ | 58.5175 | 13.5554 | 0.0011 | 0.9975 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PF^2 + \beta_2 QH$ | 58.8065 | 13.8444 | 0.001 | 0.9984 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PF^2$ | 58.965 | 14.0029 | 0.0009 | 0.9993 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 Conect$ | 59.5235 | 14.5614 | 0.0007 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 NF^2 + \beta_2 Conect$ | 69.147 | 24.1848 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 NF^2 + \beta_2 Qpai^2$ | 69.7801 | 24.818 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 NF^2 + \beta_2 PF^2$ | 69.8441 | 24.8819 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PF^2 + \beta_2 Conect$ | 72.8393 | 27.8772 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 QH + \beta_2 Conect$ | 95.2679 | 50.3057 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 ISO^2 + \beta_2 QH$ | 96.9868 | 52.0246 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 ISO^2 + \beta_2 Conect$ | 109.5943 | 64.6321 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 ISO^2 + \beta_2 Qpai^2$ | 111.4106 | 66.4485 | 0 | 1 |
| Especialização da rede | $y = \beta_0 + \beta_1 QH$ | -1.8258 | 0 | 0.5193 | 0.5193 |
| | Nulo | -0.9582 | 0.8676 | 0.3365 | 0.8559 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PU^5$ | 3.413 | 5.2388 | 0.0378 | 0.8937 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 NF^5$ | 3.5778 | 5.4036 | 0.0348 | 0.9285 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 Conect$ | 5.4 | 7.2258 | 0.014 | 0.9425 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 ISO^1$ | 5.7992 | 7.625 | 0.0115 | 0.954 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PF^1 + \beta_2 QH$ | 5.8027 | 7.6285 | 0.0115 | 0.9655 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PF^1$ | 5.8778 | 7.7036 | 0.011 | 0.9765 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 Qpai^1$ | 5.9108 | 7.7366 | 0.0109 | 0.9873 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 Qpai^1 + \beta_2 QH$ | 6.0397 | 7.8654 | 0.0102 | 0.9975 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 NF^5 + \beta_2 QH$ | 9.6712 | 11.497 | 0.0017 | 0.9992 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 Conect + \beta_2 QH$ | 11.7458 | 13.5716 | 0.0006 | 0.9998 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 NF^5 + \beta_2 Conect$ | 15.0058 | 16.8316 | 0.0001 | 0.9999 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PF^1 + \beta_2 QH$ | 15.471 | 17.2968 | 0.0001 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 PF^1 + \beta_2 Conect$ | 18.3489 | 20.1747 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 ISO^1 + \beta_2 PU^5$ | 18.4188 | 20.2445 | 0 | 1 |
| Diversidade de Interações | Nulo | 10.601 | 0 | 0.6353 | 0.6353 |

| Variável Resposta | Modelos | AICc | Δ AICc | AICcWt | Cum. Wt |
|------------------------|---|---------|---------------|--------|---------|
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^2$ | 12.6362 | 2.0352 | 0.2296 | 0.865 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ISO}^1$ | 16.6515 | 6.0506 | 0.0308 | 0.8958 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Conect}$ | 17.0781 | 6.4772 | 0.0249 | 0.9207 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^1$ | 17.2731 | 6.6721 | 0.0226 | 0.9433 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PU}^5$ | 17.3498 | 6.7488 | 0.0218 | 0.9651 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^1$ | 17.4509 | 6.8499 | 0.0207 | 0.9858 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^1 + \beta_2 \text{NF}^2$ | 19.256 | 8.655 | 0.0084 | 0.9941 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^1 + \beta_2 \text{NF}^2$ | 20.0993 | 9.4983 | 0.0055 | 0.9997 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^2 + \beta_2 \text{QH}$ | 26.6232 | 16.0222 | 0.0002 | 0.9999 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^1 + \beta_2 \text{QH}$ | 29.0876 | 18.4867 | 0.0001 | 0.9999 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PU}^5 + \beta_2 \text{ISO}^1$ | 30.4769 | 19.876 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^1 + \beta_2 \text{Conect}$ | 31.0197 | 20.4188 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^1 + \beta_2 \text{Conect}$ | 31.078 | 20.477 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^1 + \beta_2 \text{QH}$ | 64.8137 | 54.2127 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Conect} + \beta_2 \text{QH}$ | 68.8621 | 58.2612 | 0 | 1 |
| Riqueza aves (rede) | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^1$ | 41.9051 | 0 | 0.5199 | 0.5199 |
| | Nulo | 42.541 | 0.6358 | 0.3783 | 0.8982 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ISO}^5$ | 48.4851 | 6.58 | 0.0194 | 0.9176 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PU}^5$ | 48.586 | 6.6808 | 0.0184 | 0.936 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Conect}$ | 49.2379 | 7.3328 | 0.0133 | 0.9493 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^5$ | 49.2556 | 7.3504 | 0.0132 | 0.9625 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{QH}$ | 49.4149 | 7.5097 | 0.0122 | 0.9747 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^5$ | 49.5053 | 7.6002 | 0.0116 | 0.9863 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^1 + \beta_2 \text{Conect}$ | 51.379 | 9.4738 | 0.0046 | 0.9909 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^1 + \beta_2 \text{PF}^5$ | 51.581 | 9.6758 | 0.0041 | 0.995 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^5 + \beta_2 \text{NF}^1$ | 51.881 | 9.9758 | 0.0035 | 0.9985 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^1 + \beta_2 \text{ISO}^5$ | 55.0475 | 13.1423 | 0.0007 | 0.9992 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^1 + \beta_2 \text{QH}$ | 55.3622 | 13.4571 | 0.0006 | 0.9999 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PU}^5 + \beta_2 \text{ISO}^5$ | 61.4162 | 19.5111 | 0 | 0.9999 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^5 + \beta_2 \text{Conect}$ | 61.8288 | 19.9236 | 0 | 0.9999 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^5 + \beta_2 \text{ISO}^5$ | 62.252 | 20.3468 | 0 | 0.9999 |
| Riqueza plantas (rede) | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^5 + \beta_2 \text{Conect}$ | 62.7237 | 20.8185 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^5 + \beta_2 \text{QH}$ | 62.9314 | 21.0263 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Conect} + \beta_2 \text{QH}$ | 63.2294 | 21.3243 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^5 + \beta_2 \text{QH}$ | 63.2904 | 21.3853 | 0 | 1 |
| | Nulo | 38.863 | 0 | 0.5817 | 0.5817 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^1$ | 42.2473 | 3.3842 | 0.1071 | 0.6888 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{QH}$ | 42.4124 | 3.5494 | 0.0986 | 0.7875 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ISO}^5$ | 42.5469 | 3.6839 | 0.0922 | 0.8797 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PU}^5$ | 43.5964 | 4.7333 | 0.0546 | 0.9342 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^5$ | 45.4545 | 6.5914 | 0.0215 | 0.9558 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^5$ | 45.5258 | 6.6628 | 0.0208 | 0.9766 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Conect}$ | 45.5859 | 6.7229 | 0.0202 | 0.9967 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Conect} + \beta_2 \text{QH}$ | 50.3645 | 11.5015 | 0.0019 | 0.9986 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^5 + \beta_2 \text{QH}$ | 53.2774 | 14.4144 | 0.0004 | 0.999 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^1 + \beta_2 \text{QH}$ | 53.3687 | 14.5057 | 0.0004 | 0.9994 |

| Variável Resposta | Modelos | AICc | Δ AICc | AICcWt | Cum. Wt |
|-------------------|---|---------|---------------|--------|---------|
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^5 + \beta_2 \text{QH}$ | 53.7548 | 14.8917 | 0.0003 | 0.9998 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{NF}^5 + \beta_2 \text{Conect}$ | 56.2416 | 17.3786 | 0.0001 | 0.9999 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{ISO}^1 + \beta_2 \text{PU}^5$ | 56.4881 | 17.6251 | 0.0001 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{PF}^1 + \beta_2 \text{Conect}$ | 59.399 | 20.536 | 0 | 1 |
| | $y = \beta_0 + \beta_1 \text{Qpai}^5 + \beta_2 \text{Conect}$ | 59.4791 | 20.6161 | 0 | 1 |

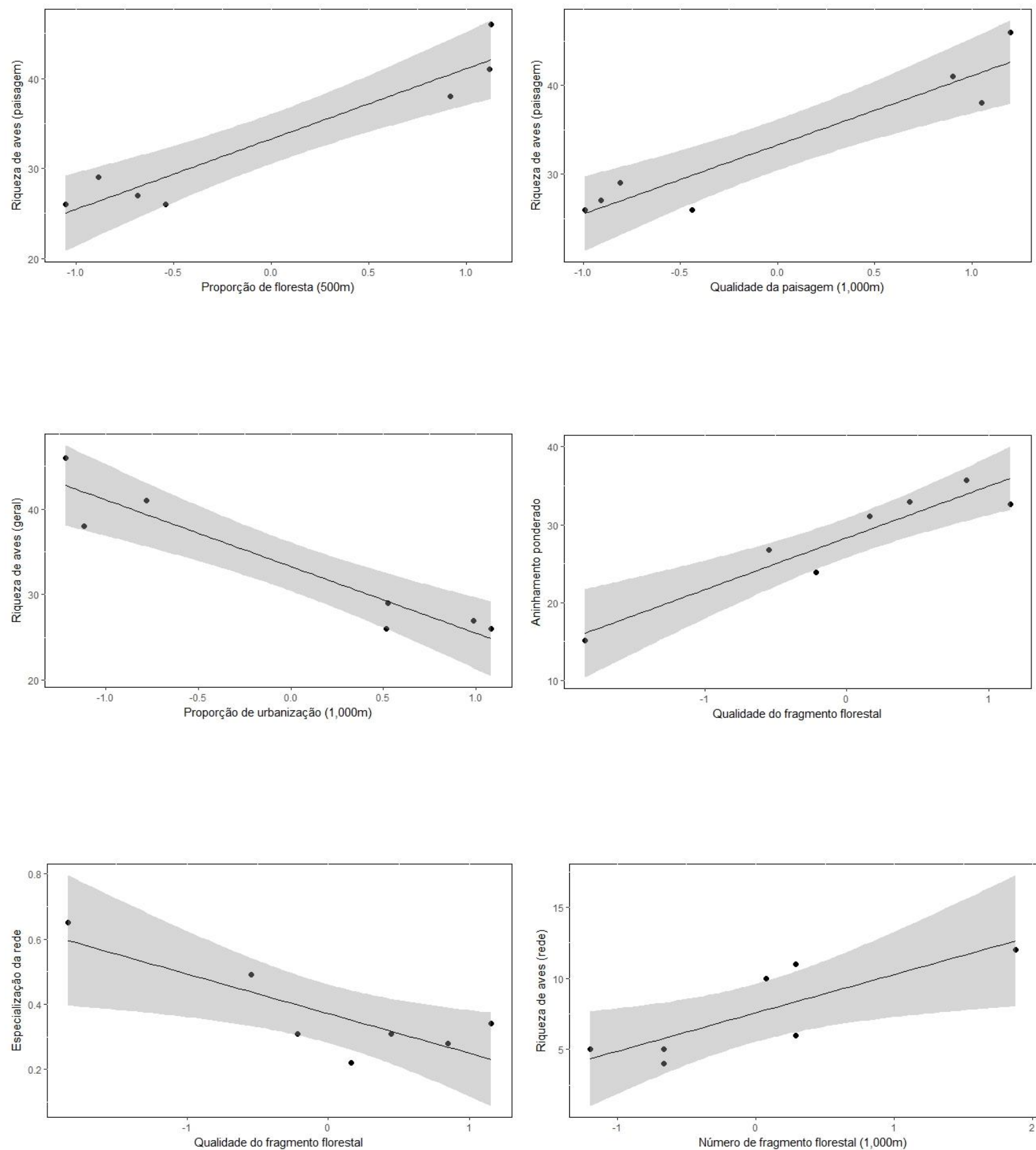


Figura 5 Variação da riqueza de aves e das propriedades de rede (variáveis respostas) em relação à Proporção de floresta, Proporção de urbanização, Número de fragmentos (variáveis preditoras dependentes da escala em seu melhor ajuste) e da Qualidade do Fragmento.

4. DISCUSSÃO

De forma geral, nossos resultados mostraram que a estrutura da paisagem não afetou as propriedades das redes de interações. Contudo, a riqueza das aves registradas nas unidades amostrais aumentou com o aumento da proporção de floresta, da qualidade da paisagem e redução da proporção de urbanização.

Embora modelos que incluíram a proporção de floresta, qualidade da paisagem e proporção de urbanização apresentaram um peso de evidência baixo, o valor acumulado desses pesos indica uma forte influência do contexto da paisagem sobre a riqueza de aves. Além disto, em paisagens com maior proporção de floresta foram registradas espécies de frugívoros obrigatórios, entre elas, *P. nudicollis* que tem status de vulnerável, de acordo com a lista vermelha da União Internacional para a conservação da natureza e dos recursos naturais (IUCN,2013).

Beninde et al. (2015) ao analisarem os fatores que determinam a variação na biodiversidade em ambiente urbano concluíram, entre outros fatores, que a cobertura florestal juntamente com outras características de vegetação como ervas e arbustos foram responsáveis por aumentar a riqueza de aves. Paisagens com maior proporção de floresta possibilitam maior disponibilidade de condições e recursos o que pode resultar em maior coocorrência de espécies. No entanto, em paisagens muito fragmentadas, o arranjo espacial dos fragmentos é um importante determinante para a riqueza de espécies e para a conectividade da paisagem (Andrén 1994, Haddad et al. 2017). É provável que por esse motivo, a riqueza de aves nas redes tendeu a aumentar conforme o número de fragmentos na paisagem, possivelmente porque fragmentos de floresta podem funcionar como trampolins ecológicos e facilitar a movimentação na paisagem (Boscolo et al. 2008, Uezu et al. 2008).

O efeito negativo que a urbanização exerce sobre a riqueza de aves pode estar associado com a filtragem abiótica que áreas urbanas impõem sobre várias espécies de

aves, ou seja, as que não possuem atributos para persistir no ambiente urbano (Crocí et al. 2008, Meffert and Dzioczek 2013). As 73 espécies de aves registradas neste estudo representam aproximadamente 9% de toda a avifauna registrada para o estado do Paraná (Scherer-Neto et al., 2011), indicando uma filtragem negativa de aves, incluindo as frugívoras. A maioria das aves registradas possuem dieta onívora e são descritas como bem adaptadas ao ambiente urbano (Anexo 5). Esta adaptação ao ambiente urbano deve explicar a ausência do efeito da estrutura da paisagem sobre as propriedades das redes de interações.

Pelo fato do aninhamento ponderado e diversidade de interações serem dependentes do tamanho da rede (Nielsen and Bascompte 2007, Albrecht et al. 2007) os valores dessas métricas foram baixos. Além disso, a diversidade de interações é influenciada pelo esforço amostral (Tylianakis et al. 2007, Devoto et al. 2012). Curiosamente, uma das áreas com maior proporção de floresta (PMM) apresentou redes pequenas com poucas aves e poucas plantas com frutos (Tabela 2) contrariando a hipótese de que locais com maior proporção de floresta exibem maior riqueza de espécies (Fahrig et al. 2013). Com base em imagens antigas do Google Earth datadas de 1984 e de 2016, é possível constatar uma grande mudança na paisagem através da criação do reservatório Passaúna (Anexo 4). O reservatório possui margens distantes de 100m a 600m. Essa distância pode ser suficiente para impedir que várias espécies de aves que habitam a margem esquerda do reservatório cruzem para a margem direita, uma vez que que rios podem atuar como barreiras para determinadas espécies de aves, impedindo a movimentação e o fluxo gênico, impostas por diferenças taxonômicas (e.g. tamanho do corpo) e capacidade de dispersão (Hayes and Sewlal 2004, Weir et al. 2015). Assim, houve um efeito histórico de uso do solo sobre a rede de interação.

O efeito positivo da qualidade do fragmento florestal sobre o aninhamento ponderado pode ser decorrente da presença de árvores de grande porte em fragmentos

com maior qualidade. Por exemplo, árvores de grande porte com grande produção de frutos podem estabelecer desproporcionalmente mais interações em comparação com as espécies que produzem menor quantidade de frutos, contribuindo para a assimetria da rede. Por exemplo, Wolfe et al. (2014) encontraram que aves frugívoras que realizam migração preferem locais com maior abundância de frutos. De fato, árvores de grande porte são consideradas estruturas essenciais para a manutenção da biodiversidade urbana (Stagoll et al. 2012).

As espécies de aves mais abundantes como *Turdus rufiventris*, *Tangara sayaca* e *Elaenia mesoleuca*, foram as mais abundantes nas redes analisadas, possuem dieta onívora e interagem com maior frequência em comparação com espécies mais sensíveis ao ambiente urbano, que exibem interações em menor frequência. Neste cenário, a rede tenderia a manter a assimetria, resultando em uma razoável robustez e resiliência do aninhamento às mudanças na paisagem, como sugerido por Nielsen e Bascompte (2007) e consistente com a revisão feita por Ferreira et al. (2013) ao investigarem os efeitos da paisagem sobre as propriedades de redes de polinizadores.

A especialização da rede não foi afetada pela estrutura da paisagem e pela conectividade funcional, provavelmente pelo fato das redes serem compostas, em sua maioria, por aves adaptadas ao ambiente urbano. Por outro lado, especialização da rede foi menor em fragmentos com maior qualidade. É possível que as diferenças nas frequências de interações, tenham sido conduzidas pela capacidade que o fragmento tem em produzir frutos. Dessa forma, fragmentos com maior oferta de frutos concentram mais interações, atraíram mais aves, e isto se refletiu numa sobreposição das interações. Por outro lado, fragmentos menores, i.e. com pouca disponibilidade de frutos, atraíram poucas espécies de aves que estabeleceram interações mais esparsas e menos sobrepostas.

A diversidade de interações não foi influenciada pela estrutura da paisagem, pela conectividade ou pela qualidade do fragmento. Pelo fato das redes serem compostas, em

sua maioria, por aves bem adaptadas ao ambiente urbano, o efeito da paisagem é minimizado pelo baixo requerimento que essas espécies possuem como característica. Além disto, foi registrado um baixo valor de diversidade de interações nas redes entre aves e plantas com frutos no ambiente urbano, o que é consistente com outros estudos, no qual a diversidade de interações diminui em função da degradação ambiental (Tylianakis et al. 2007, Albrecht et al. 2007, Devoto et al. 2012).

Neste estudo, o aumento da proporção de urbanização diminuiu a riqueza de aves. Por esse motivo, as redes de interações analisadas foram compostas, em sua maioria, por aves com dieta onívora tolerantes à urbanização. Essas aves são beneficiadas pelo ambiente urbano por encontrarem ampla variedade de condições e recursos, além de não serem dependentes de estruturas da paisagem para realizar movimentação. Dessa forma, as propriedades das redes de interações analisadas não foram afetadas pela estrutura da paisagem. Por outro lado, a qualidade do fragmento florestal tem um papel determinante sobre as propriedades das redes de interações, devido a maior quantidade e qualidade de frutos, atrativos para as aves o que possibilita que mais interações ocorram.

4.1 IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

Mais da metade da população humana do mundo vive em cidades (54 %) e o rápido crescimento urbano, muitas vezes não planejado, ameaça o desenvolvimento sustentável (Nations 2014). Devido às frequentes alterações na paisagem criadas pela expansão urbana, projetar e planejar cidades para maximizar os níveis de biodiversidade é um desafio (Beninde et al. 2015). Por exemplo, se for considerado o debate sobre a criação de reservas (SLOSS - *single large or several small*), é notável que grandes áreas são melhores para a conservação de mais espécies (Soulé and Simberloff 1986). Contudo, focar apenas em grandes áreas em paisagens urbanas não parece ser realista, visto que

apenas uma pequena fração do ambiente urbano é usualmente direcionada para a conservação de remanescentes florestais. Em vez de grandes fragmentos, planejar para que a matriz urbana seja formada por corredores e fragmentos espalhados pode ser uma boa opção (Tscharntke et al. 2002). Assim, espera-se que aumentar o número de fragmentos florestais compostos por árvores nativas na paisagem urbana de cidades como Curitiba tenha um efeito positivo sobre a riqueza de aves. Por outro lado, quando a matriz é de baixa qualidade (i.e. matriz urbana) as espécies residentes necessitam de maior quantidade de habitat disponível para persistir (Fahrig 2013). Pequenos fragmentos de floresta, praças, ruas arborizadas podem funcionar como trampolins ecológicos e facilitar a movimentação na paisagem, além de contribuir para aumentar a qualidade da matriz. Melhorar a qualidade do habitat nos fragmentos florestais, por preservar grandes árvores e remanescentes antigos, pode ter um efeito positivo sobre as interações ecológicas, como o reportado neste estudo.

4.2 LIMITAÇÕES DO TRABALHO

O registro de interações em campo captura uma fração de todas as interações possíveis. Apesar de ter sido controlado o esforço amostral, a amostragem ainda foi incompleta (Anexo 3). O estudo foi conduzido no interior dos fragmentos, no entanto, as espécies de plantas situadas em bordas tendem a produzir mais frutos que as espécies do interior do fragmento (observação pessoal) e seria interessante analisar as interações nesses locais.

Uma grande limitação de estudos desta natureza é o número de unidades amostrais. As cidades possuem poucos fragmentos florestais que sirvam ao propósito de estudo. Além disto, em muitos países, inclusive o Brasil, existe o fator de periculosidade associado com a entrada em determinados fragmentos de floresta em ambiente urbano.

O baixo número de unidades amostrais foi um fator limitante para análises estatísticas. Por exemplo, na seleção de modelos, modelos nulos quase sempre “ganham” de modelos construídos por hipóteses com sentido biológico. A complexidade dos dados biológicos e o número de unidades amostrais pode ter limitado a captura do efeito que a paisagem exerce sobre as propriedades de redes de interações.

A abordagem utilizada para simular os corredores não levou em conta que a forma com que uma espécie se comporta na paisagem é específico. As análises de conectividade realizadas nesse trabalho focaram nas classes da paisagem e sua possibilidade em oferecer recursos. Por exemplo: classes de vegetação tem mais possibilidade de oferecer frutos que a classe de solo exposto. Contudo, por mais que uma classe ofereça mais recursos que outra, a habilidade de movimentação e o requerimento das espécies é o que define a presença ou ausência de uma espécie em determinado local. Além disso, o intervalo de 1 a 100 utilizado para pontuar as diferentes classes da paisagem não permitiu muita variação dos dados.

Nesse estudo, foi utilizada uma imagem Landsat 8, com resolução de 30m, para classificar a paisagem urbana e criar um mapa de uso do solo. No entanto, a paisagem urbana é extremamente heterogênea e dinâmica. Dentro de um pixel de 30m, é possível encontrar, casas, prédios, corpos d’água e fragmentos florestais. Para maximizar classificação de paisagens urbanas, é necessário o uso de imagens com maior resolução. Utilizamos a imagem Landsat8 por ser gratuita e de alta qualidade. Atualmente, o governo Brasileiro disponibilizou imagens de satélites SPOT e Pleiades com resolução de até 0,5m, o que vai ajudar no auxílio de estudos ecológicos e planejamento público.

Existe uma necessidade em compreender como a urbanização afeta as interações entre as espécies. Novos estudos estão reconhecendo a importância de não focar apenas em riqueza de espécies e utilizaram a abordagem de redes de interações em ambiente

urbano (Geslin et al. 2013, Rodewald et al. 2014). Nosso trabalho é o primeiro estudo a analisar como características da paisagem e da qualidade do fragmento florestal afetam as propriedades de redes de interações em múltiplas escalas em ambiente urbano. Apesar dos vieses descritos acima, podemos concluir que a urbanização exerce efeito sobre a riqueza de aves. Dessa forma, as redes de interações são compostas por aves “urbanas”, exibem tamanho pequeno, são pouco aninhadas, com baixa diversidade de interações. Além disto, conforme o efeito da configuração da paisagem, em facilitar ou impedir o movimento das aves, e da qualidade do habitat, fragmentos podem ser muito atrativos exibindo baixa especialização da rede, ou podem exibir redes compostas só por aves generalistas as quais conseguem encontrar fontes mais atrativas de alimentos no entorno.

REFERÊNCIAS

- Adriaensen, F. et al. 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. - *Landsc Urban Plan* 64: 233–247.
- Albrecht, M. et al. 2007. Interaction diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. - *J Anim Ecol* 76: 1015–1025.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. - *Oikos* 71: 355–366.
- APG 2009. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot J Linn Soc* 161: 105–121.
- Bascompte, J. et al. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. - *Proc Natl Acad Sci* 100: 9383–9387.
- Bastolla, U. et al. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. - *Nature* 458: 1018–1020.
- Beissinger, S. R. and Osborne, D. R. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. - *Condor* 84: 75–83.
- Bell, C. D., D. E. Soltis and P. S. Soltis. 2010. The age and diversification of angiosperms re-revisited. *Am J Bot* 97: 1296–1303.
- Beninde, J. et al. 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation (N Haddad, Ed.). - *Ecol Lett* 18: 581–592.
- Blüthgen, N. et al. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. - *BMC Ecol* 6: 1–12.
- Blüthgen, N. 2010. Why network analysis is often disconnected from community ecology: A critique and an ecologist’s guide. - *Basic Appl Ecol* 11: 185–195.
- Boscolo, D. et al. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest , Brazil. 40: 273–276.
- Boscolo, D. and Metzger, J. P. 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? - *Landsc Ecol* 24: 907–918.
- Boscolo, D. and Metzger, J. P. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. - *Ecography (Cop)* 34: 1018–1029.
- Boscolo, D. et al. 2016. Da Matriz a Matiz - Em busca de uma abordagem funcional para a ecologia de paisagens. - *Filos e História da Biol* 11: 157–187.
- Bregman, T. P. et al. 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. - *Biol*

- Conserv 169: 372–383.
- Burgess, S. C. et al. 2012. How do dispersal costs and habitat selection influence realized population connectivity? - *Ecology* 93: 1378–1387.
- Burgos, E. et al. 2007. Why nestedness in mutualistic networks? - *J Theor Biol* 249: 307–313.
- Burnham, K. P. and Anderson, D. R. 2002. Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, USA.
- Chacoff, N. P. et al. 2012. Evaluating sampling completeness in a desert plant-pollinator network. - *J Anim Ecol* 81: 190–200.
- Croci, S. et al. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? - *Condor* 110: 223–240.
- Crooks, K. R. et al. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. - *Biol Conserv* 115: 451–462.
- Cushman, S. A. and McGarigal, K. 2004. Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. - *Oikos* 105: 117–124.
- Devoto, M. et al. 2012. Understanding and planning ecological restoration of plant-pollinator networks. - *Ecol Lett* 15: 319–328.
- Dormann, C. F. et al. 2009. Indices, graphs and null models: analysing bipartite ecological networks. - *Open Ecol J* 2: 7–24.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. - *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34: 487–515.
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. - *J Biogeogr* 40: 1649–1663.
- Ferraz, G. et al. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. - *Science* 315: 238–241.
- Ferreira, P. A. et al. 2013. What do we know about the effects of landscape changes on plant-pollinator interaction networks? - *Ecol Indic* 31: 35–40.
- Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em: 30 jan 2017.
- Fortuna, M. A. and Bascompte, J. 2006. Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. - *Ecol Lett* 9: 278–283.
- Garaffa, P. I. et al. 2009. Bird community responses along urban-rural gradients: Does the size of the urbanized area matter? - *Landsc Urban Plan* 90: 33–41.
- Geslin, B. et al. 2013. Plant pollinator networks along a gradient of urbanisation. - *PLoS One* 8: e63421.

- Haddad, N. M. et al. 2017. Experimental evidence does not support the habitat amount hypothesis. - *Ecography (Cop)* 40: 48–55.
- Hayes, F. E. and Sewlal, J. N. 2004. The Amazon River as a dispersal barrier to passerine birds: effects of river width, habitat and taxonomy. - *J Biogeogr* 31: 1809–1818.
- Hodgson, J. A. et al. 2011. Habitat area, quality and connectivity: Striking the balance for efficient conservation. - *J Appl Ecol* 48: 148–152.
- Hostetler, M. and Holling, C. S. 2000. Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscapes. - *Urban Ecosyst* 4: 25–54.
- Isaac, N. J., Turvey, S. T., Collen, B., Waterman, C. and Baillie, J. E. 2007. Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. *Plos One* 2(3): e296.
- IUCN 2016. The IUCN red list of threatened species. Version 2016-3. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 30 December 2016.
- Kembel, S. W., Cowan, P. D., Helmus, M. R., Cornwell, W. K. and Morlon, H. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26: 1463–1464.
- Kottek, M. et al. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. - *Meteorol Zeitschrift* 15: 259–263.
- Marzluff, J. M. 2001. Avian ecology and conservation in an urbanizing world (JM Marzluff, R Bowman, and R Donnelly, Eds.). - Springer US.
- Marzluff, J. M. and Ewing, K. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. - *Restor Ecol* 9: 280–292.
- McGarigal, K. et al. 2016. Multi-scale habitat selection modeling: a review and outlook. - *Landsc Ecol* 31: 1161–1175.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. - *Bioscience* 52: 883–890.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. - *Biol Conserv* 127: 247–260.
- McPhearson, T. et al. 2016. Advancing urban ecology toward a science of advancing urban ecology toward a science of cities. - *Bioscience* 66: 198–212.
- Meffert, P. J. and Dziock, F. 2013. The influence of urbanisation on diversity and trait composition of birds. - *Landsc Ecol* 28: 943–957.
- Moreira, E. F. et al. 2015. Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales (P Adam, Ed.). - *PLoS One* 10: e0123628.
- Mortelliti, A. et al. 2010. The role of habitat quality in fragmented landscapes: A conceptual overview and prospectus for future research. - *Oecologia* 163: 535–547.

- United Nations, Department of economic and social affairs, population division. World Urbanization Prospects: The 2014 Revision; United Nations: New York, NY, USA.
- Nielsen, A. and Bascompte, J. 2007. Ecological networks, nestedness and sampling effort. - *J Ecol* 95: 1134–1141.
- Norris, K. 2012. Biodiversity in the context of ecosystem services: the applied need for systems approaches. - *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 367: 191–199.
- Perera, A. H. et al. 2012. Expert knowledge and its application in landscape ecology (AH Perera, CA Drew, and CJ Johnson, Eds.). - Springer New York.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org>.
- Ribeiro, M, C. et al. 2009. The brazilian Atlantic Forest : how much is left , and how is the remaining forest distributed ? Implications for conservation. - *Biol Conserv* 142: 1141–1153.
- Ribeiro, J. W. et al. 2017. Landscape corridors (LSCorridors): a new software package for modeling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. - *Methods Ecol Evol* 38: 42–49.
- Ribeiro da Silva, F. et al. 2015. The restoration of tropical seed dispersal networks. - *Restor Ecol* 23: 852–860.
- Rodewald, A. D. et al. 2014. Community-level demographic consequences of urbanization: An ecological network approach. - *J Anim Ecol* 83: 1409–1417.
- Scherer-Neto, P., Straube, F. C., Carrano, E. and Urben-Filho, A. 2011. Lista de aves do Paraná. Curitiba, Hori Consultoria Ambiental. Hori Cadernos Técnicos 2: 130.
- Soulé, M. E. and Simberloff, D. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? - *Biol Conserv* 35: 19–40.
- Stagoll, K. et al. 2012. Large trees are keystone structures in urban parks. - *Conserv Lett* 5: 115–122.
- Suarez-rubio, M. et al. 2013. Threshold responses of forest birds to landscape changes around exurban development. 8: 1–11.
- Sutherland, W. J. et al. 2013. Identification of 100 fundamental ecological questions. - *J Ecol* 101: 58–67.
- Tambosi, L. R. et al. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. - *Restor Ecol* 22: 169–177.
- Tscharntke, T. et al. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. - *Ecol Appl* 12: 354.
- Tylianakis, J. M. et al. 2007. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. - *Nature* 445: 202–205.

- Tylianakis, J. M. et al. 2010. Conservation of species interaction networks. - *Biol Conserv* 143: 2270–2279.
- Uezu, A. et al. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? - *Biodivers Conserv* 17: 1907–1922.
- Vázquez, D. P. et al. 2007. Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. - *Oikos* 116: 1120–1127.
- Weir, J. T. et al. 2015. Hybridization in headwater regions, and the role of rivers as drivers of speciation in Amazonian birds. - *Evolution (N Y)* 69: 1823–1834.
- Wolfe, J. D., Johnson, M. D. and Ralph, C. J. 2014. Do birds select habitat or food resources? nearctic-neotropic migrants in northeastern Costa Rica. *Plos One* 9: 1-9.
- Zhao, S. et al. 2016. Prevalent vegetation growth enhancement in urban environment. - *Proc Natl Acad Sci* 113: 6313–6318.

ANEXOS

ANEXO 1 – REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DE REDES BIPARTIDAS

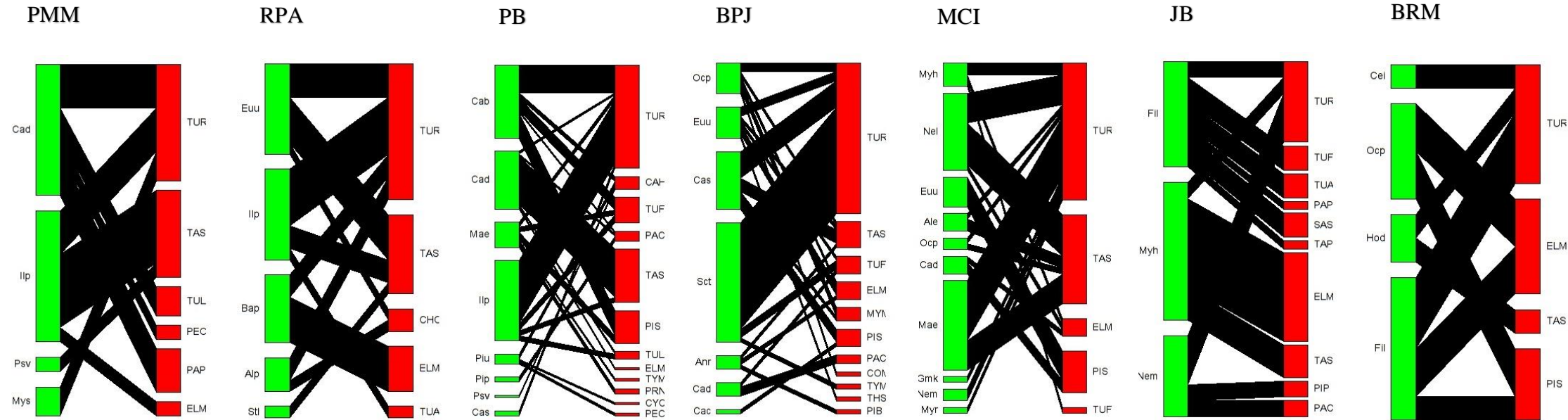


Figura 6 Redes quantitativas entre plantas e aves frugívoras. **PMM** - Propriedade particular Marco Mazarotto, **RPA** - Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã, **PB** - Parque Barreirinha, **BPJ** - Bosque do Papa João Paulo II, **MCI** - Museu de História Natural Capão da Imbuia, **JB** - Jardim Botânico, **BRM** - Bosque Renhard Maack. Em verde plantas, em vermelho Aves, Cad: *Casearia decandra*, Ilp: *Ilex paraguariensis*, Psv: *Psychotria vellosiana*, Mys: *Myrcia splendens*, Euv: *Eugenia uniflora*, Bap: *Banara parviflora*, Alp: *Allophylus petiolulatus*, Sti: *Styrax leprosus*, Cac: *Cabralea canjerana*, Mae: *Matayba elaeagnoides*, Piu: *Pittosporum undulatum*, Pip: *Pimenta pseudocaryophyllus*, Cas: *Casearia sylvestris*, Ocp: *Ocotea puberula*, Sct: *Schinus terebinthifolius*, Anr: *Annona rugulosa*, Myh: *Myrcia hatschbachii*, Nel: *Nectandra lanceolata*, Ale: *Allophylus edulis*, Gmk: *Gymnanthes klotzschiana*, Nem: *Nectandra megapotamica*, Myr: *Myrtaceae* sp., Fil: *Ficus luschnathiana*, Cel: *Celtis iguanaea*, Hod: *Hovenia dulcis*. TUR: *Turdus rufiventris*, TAS: *Tangara sayaca*, TUL: *Turdus leucomelas*, PEO: *Penelope obscura*, PAP: *Patagioenas picazuro*, ELM: *Elaenia mesoleuca*, CHC: *Chiroxiphia caudata*, TUA: *Turdus amaurochalinus*, CAH: *Cacicus haemorrhous*, TUF: *Turdus flavipes*, PAC: *Pachyrhamphus castaneus*, PIS: *Pitangus sulphuratus*, TYM: *Tyrannus melancholicus*, PRN: *Procnias nudicollis*, CYC: *Cyanocorax chrysops*, MYM: *Miyodinastes maculatus*, COM: *Colaptes melanochloros*, THS: *Tlypopsis sordida*, PIB: *Pipraeidea bonariensis*, SAS: *Saltator similis*, TAP: *Tangara preciosa*.

ANEXO 2 TABELA DE CORRELAÇÃO ENTRE AS VÁRIAVEIS DA PAISAGEM

TABELA 8 CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS DA PAISAGEM QUE EXIBIRAM VALORES R > 70.

| | NF500 | NF1000 | NF2000 | Lpv500 | Lpv1000 | Lpv2000 | Lpu500 | Lpu1000 | Lpu2000 | Iso500 | Iso1000 | Iso2000 | Qp500 | Qp1000 | Qp2000 | Con2000 | Qh500 |
|----------------|--------------|--------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------|--------------|--------------|-------------|-------------|--------|---------|-------|
| NF500 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| NF1000 | 0,60 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| NF2000 | 0,22 | 0,66 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Lpv500 | 0,74 | 0,50 | 0,46 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| Lpv1000 | 0,74 | 0,38 | 0,42 | 0,97 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Lpv2000 | 0,72 | 0,44 | 0,49 | 0,96 | 0,98 | 1 | | | | | | | | | | | |
| Lpu500 | -0,89 | 0,50 | -0,31 | -0,77 | -0,77 | | 1 | | | | | | | | | | |
| Lpu1000 | -0,75 | -0,45 | -0,53 | -0,96 | -0,98 | -0,97 | 0,78 | 1 | | | | | | | | | |
| Lpu2000 | -0,68 | -0,47 | -0,60 | -0,92 | -0,95 | -0,98 | 0,67 | 0,97 | 1 | | | | | | | | |
| Iso500 | 0,15 | 0,22 | 0,09 | -0,24 | -0,27 | -0,30 | -0,02 | 0,18 | | 1 | | | | | | | |
| Iso1000 | -0,87 | -0,58 | -0,30 | -0,78 | -0,74 | -0,70 | 0,78 | 0,76 | 0,65 | -0,35 | 1 | | | | | | |
| Iso2000 | -0,52 | -0,53 | -0,81 | -0,8 | -0,82 | -0,87 | 0,58 | 0,88 | 0,94 | 0,24 | 0,49 | 1 | | | | | |
| Qp500 | 0,79 | 0,61 | 0,51 | 0,98 | 0,95 | 0,93 | -0,81 | -0,95 | -0,91 | -0,13 | -0,84 | -0,81 | 1 | | | | |
| Qp1000 | 0,75 | 0,45 | 0,47 | 0,98 | 0,99 | 0,97 | -0,79 | -0,98 | -0,95 | -0,26 | -0,75 | -0,84 | 0,97 | 1 | | | |
| Qp2000 | 0,65 | 0,48 | 0,60 | 0,95 | 0,96 | 0,98 | -0,68 | -0,97 | -0,99 | -0,33 | -0,64 | -0,93 | 0,93 | 0,97 | 1 | | |
| Con2000 | 0,27 | 0,22 | 0,08 | 0,63 | 0,51 | 0,46 | -0,30 | -0,47 | -0,36 | 0,02 | -0,62 | -0,20 | 0,62 | 0,52 | 0,44 | 1 | |
| Qh500 | -0,30 | 0,03 | 0,53 | 0,37 | 0,32 | 0,36 | 0,17 | -0,34 | -0,39 | -0,30 | -0,03 | -0,49 | 0,31 | 0,33 | 0,45 | 0,50 | 1 |

Legenda: **NF** – Número de fragmentos, **Lpv** – Proporção de vegetação, **Lpu** – Proporção de urbanização, **Iso** – Isolamento, **Qp** – Qualidade da paisagem, **Qh** – Qualidade do habitat, **Con** – Conectividade Funcional. Os números 500, 1000, 2000 ao lado das siglas representam a escala espacial em metros.

ANEXO 3 – CURVAS DE ESFORÇO AMOSTRAL

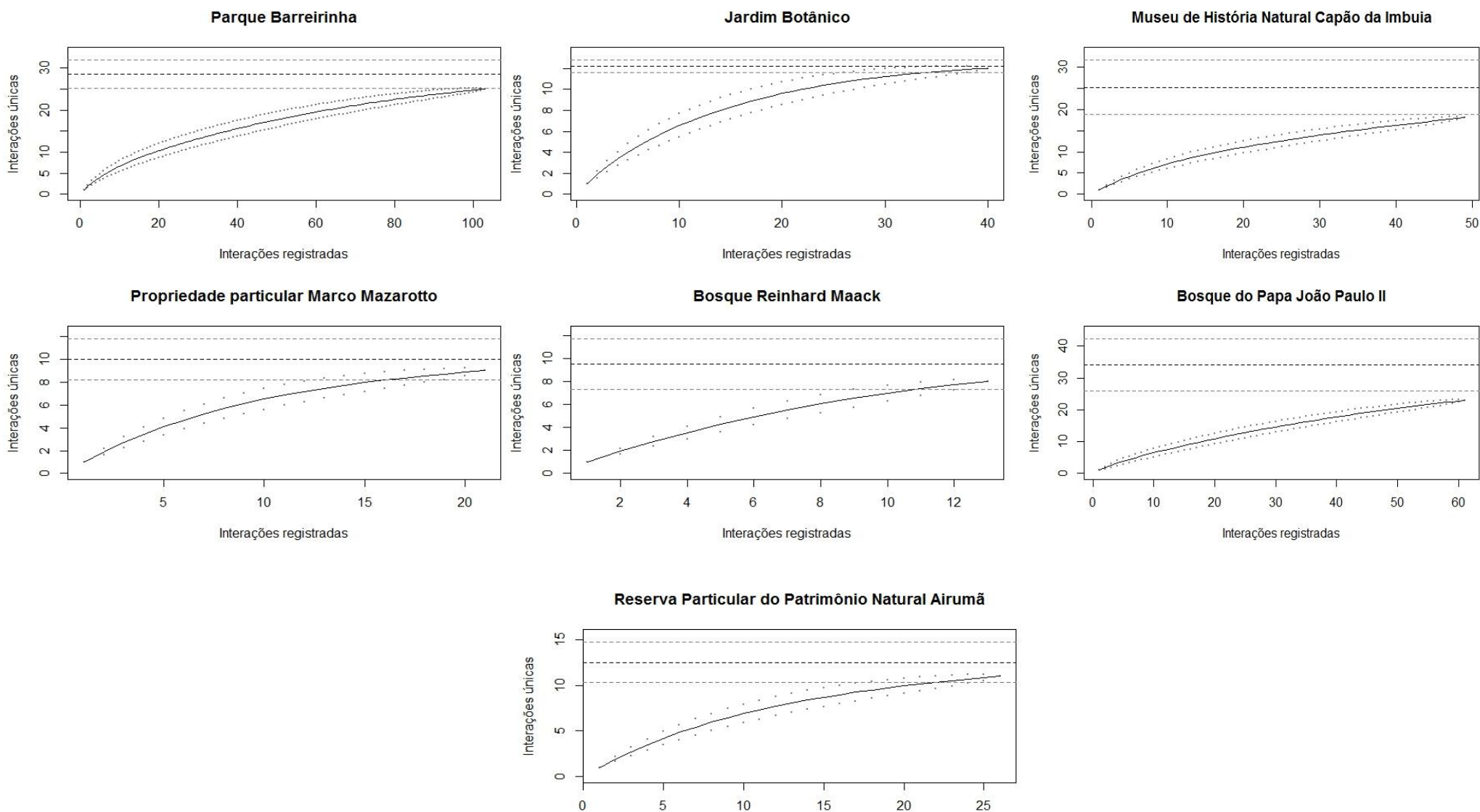
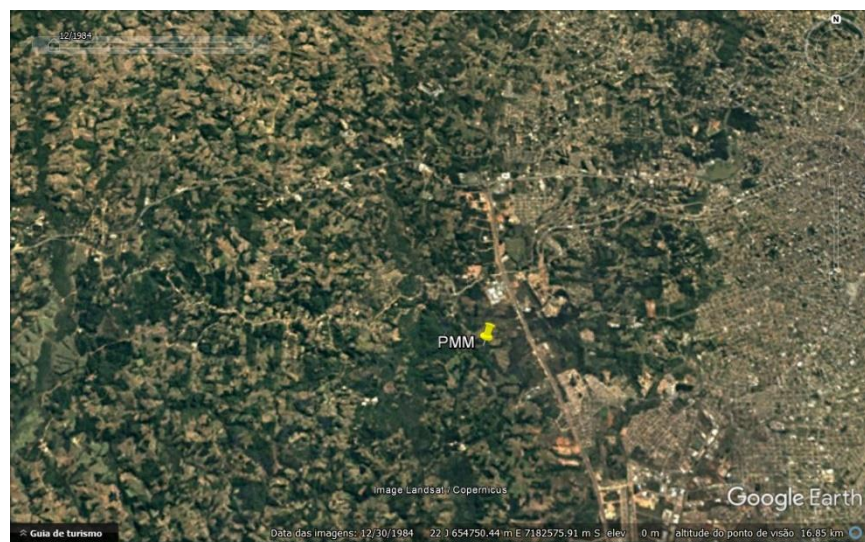


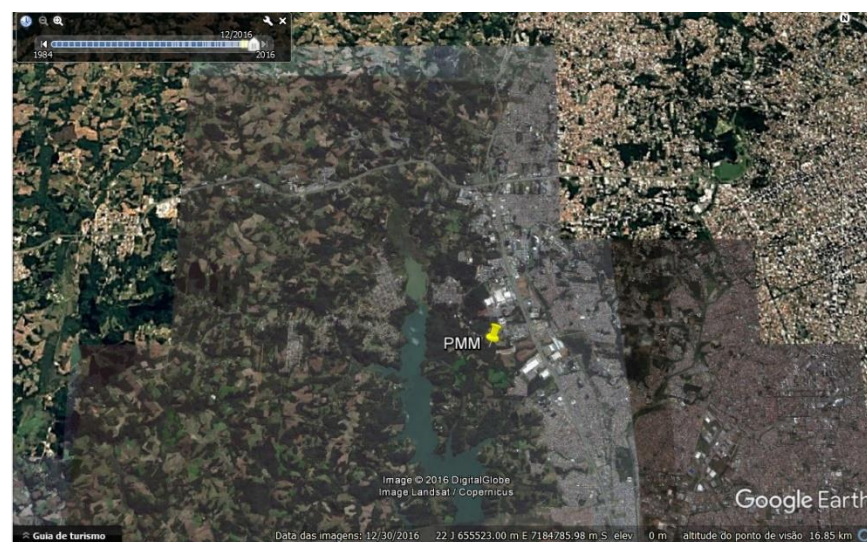
Figura 7 Curvas de rarefação para riqueza de interações referente às sete unidades amostrais investigadas.

ANEXO 4 – HISTÓRICO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

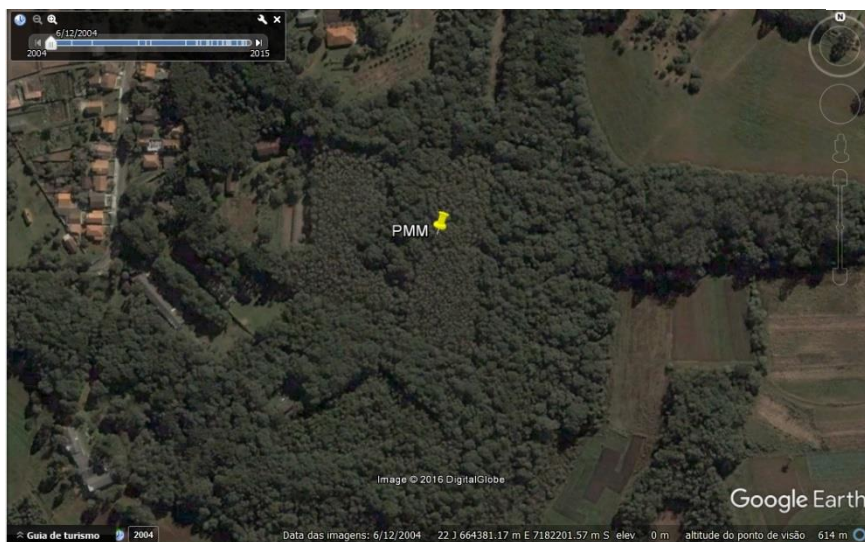
A



B



C



D

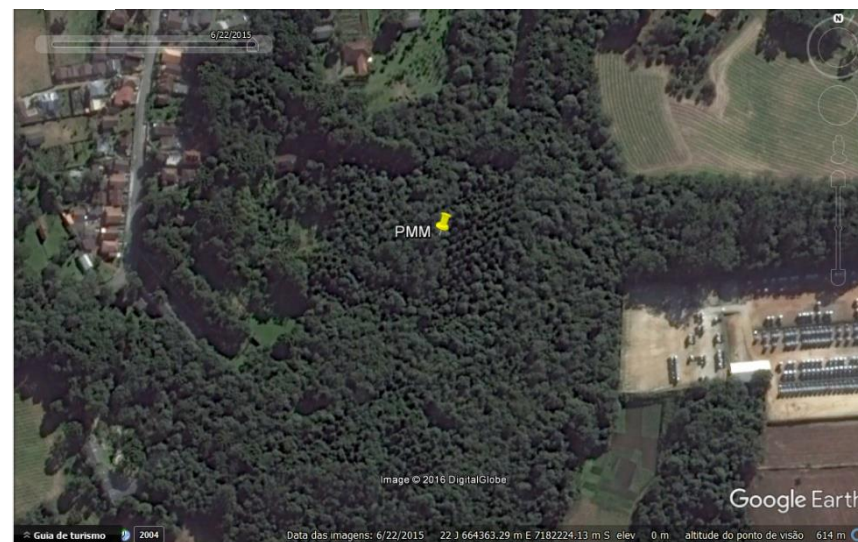


Figura 8 Detalhe da Unidade amostral PMM. A - Imagem de 1984, B - Imagem de 2016. Interessante notar o surgimento de uma barreira para a dispersão de aves. C - Imagem 2004, D - Imagem 2015, detalhe na restauração florestal que ocorre na área. Imagens do Google Earth.

ANEXO 5 – LISTA DE ESPÉCIES DE AVES (REDE)

TABELA 9 ESPÉCIES DE AVES COMPONDO AS REDES DE INTERAÇÕES E O TIPO DE DIETA. PB - Parque Barreirinha, PMM - Propriedade particular Marco Mazzarotto, BJP - Bosque do Papa João Paulo II, RPA - Reserva Particular do Patrimônio Natural Airumã, JB - Jardim Botânico, BRM - Bosque Reinhard Maack, MCI – Museu de História Natural Capão da Imbuia

| Espécies | Unidade amostral | Dieta |
|--|---------------------------------|-----------|
| Tinamidae | | |
| <i>Penelope obscura</i> (Temminck, 1815) | PB, PMM | Frugívoro |
| Columbidae | | |
| <i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813) | JB, PMM | Frugívoro |
| Picidae | | |
| <i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788) | BJP | Onívoro |
| Pipridae | | |
| <i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw and Nodder, 1793) | RPA | Frugívoro |
| Tityridae | | |
| <i>Pachyrhamphus castaneus</i> (Jardine and Selby, 1827) | PB, JB, BJP | Onívoro |
| Contigidae | | |
| <i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817) | PB | Frugívoro |
| Tyrannidae | | |
| <i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830) | PB, JB, BJP, PMM, BRM, RPA, MCI | Onívoro |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766) | PB, JB, BJP, BRM, MCI | Onívoro |
| <i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776) | BJP | Onívoro |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819) | PB, BJP | Onívoro |
| Corvidae | | |
| <i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818) | PB | Onívoro |
| Turdidae | | |
| <i>Turdus flavipes</i> (Vieillot, 1818) | PB, JB, MCI, BJP | Onívoro |
| <i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818) | PMM | Onívoro |
| <i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850) | JB, RPA | Onívoro |
| <i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818) | PB, JB, BJP, PMM, BRM, RPA, MCI | Onívoro |
| Parulidae | | |
| <i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766) | PB | Onívoro |
| Thraupidae | | |
| <i>Pipraeidea bonariensis</i> (Gmelin, 1789) | BJP | Onívoro |
| <i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766) | PB, JB, BJP, PMM, BRM, RPA, MCI | Onívoro |
| <i>Tangara preciosa</i> (Cabanis, 1850) | JB | Onívoro |
| <i>Saltator similis</i> (d'Orbigny and Lafresnaye, 1837) | JB | Onívoro |
| <i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny and Lafresnaye, 1837) | BJP | Onívoro |

ANEXO 6 – LISTA DE ESPÉCIES DE PLANTAS

TABELA 10 LISTA DE ESPÉCIES DE PLANTAS REGISTRADAS NAS PAISAGENS ANALISADAS. **MCI** - MUSEU DE HISTÓRIA NATURAL CAPÃO DA IMBUÍ, **PB** – PARQUE BARREIRINHA, **BRM** – BOSQUE REINHARD MAACK, **BPJ** – BOSQUE DO PAPA JOÃO PAULO II, **PMM** – PROPRIEDADE MARCO MAZAROTTO, **JB** – JARDIM BOTÂNICO, **RPA** – RESERVA PARTICULAR DO PATRIMONIO NATURAL AIRUMÃ

| Nome do táxon | Unidade amostral |
|--|---------------------------------|
| Adoxaceae | |
| <i>Sambucus australis</i> Cham. and Schltl. | MCI |
| Anacardiaceae | |
| <i>Lithrea brasiliensis</i> Marchand | PB, BRM |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi | PB, PMM, BRM, BPJ |
| Annonaceae | |
| <i>Annona rugulosa</i> (Schltl.) H.Rainer | JB, MCI, BRM, BPJ |
| Aquifoliaceae | |
| <i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil. | PB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| Araliaceae | |
| <i>Oreopanax fulvum</i> Marchal | JB, MCI, BRM |
| Araucariaceae | |
| <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| Aracaceae | |
| <i>Euterpe edulis</i> Mart. | JB, MCI, BRM, BPJ |
| <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman | JB, MCI, BRM |
| Asparagaceae | |
| <i>Cordyline spectabilis</i> Kunth and Bouché | PB |
| Asteraceae | |
| <i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme | PB, PMM |
| <i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob. | PB, PMM |
| <i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker | JB, BRM |
| <i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera | BRM |
| <i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho | BRM, RPA |
| Bignoniaceae | |
| <i>Jacaranda micrantha</i> Cham. | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| Bombacaceae | |
| <i>Ceiba speciosa</i> (St.-Hill.) Ravenna | BRM |
| Canellaceae | |
| <i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke | PB, JB, MCI, BRM, RPA |
| Cannabaceae | |
| <i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg. | MCI |
| Cardiopteridaceae | |
| <i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard | JB, MCI, PMM, BRM, RPA |
| Celastraceae | |
| <i>Maytenus evonymoides</i> Reissek | PB, MCI, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek | PMM, BRM |
| Clethraceae | |

| Nome do táxon | Unidade amostral |
|---|-----------------------------|
| <i>Clethra scabra</i> Pers. | PB, RPA |
| Cunoniaceae | |
| <i>Lamanonia ternata</i> Vell. | MCI, BRM |
| Cupressaceae | |
| <i>Cupressus lusitanica</i> Miller | PMM, BRM |
| Cyatheaceae | |
| <i>Alsophila setosa</i> Kaulf. | MCI, PMM, BRM |
| Dicksoniaceae | |
| <i>Dicksonia sellowiana</i> Hook. | JB |
| Eleocarpaceae | |
| <i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth. | JB, PMM, RPA |
| Erythroxylaceae | |
| <i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil. | PB, JB, MCI |
| Euphorbiaceae | |
| <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong | PB, BRM |
| <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg. | JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg. | RPA |
| Fabaceae | |
| <i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel | PB |
| <i>Erythrina falcata</i> Benth. | PB |
| <i>Machaerium stipitatum</i> Vogel | JB, PMM, BRM |
| <i>Bauhinia forficata</i> Link | MCI |
| <i>Mimosa scabrella</i> Benth. | MCI |
| <i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby and J.W.Grimes | PMM |
| <i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan | BRM |
| <i>Holocalyx balansae</i> Micheli | BPJ |
| <i>Castanea sativa</i> Mill. | BRM |
| Lamiaceae | |
| <i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke | PB |
| Lauraceae | |
| <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees | PB, JB, MCI, BRM, RPA |
| <i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez | PB, JB, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Nectandra lanceolata</i> Nees | PB, JB, MCI, PMM, BRM, RPA |
| <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Ocotea porosa</i> (Nees and Mart.) Barroso | MCI |
| <i>Nectandra oppositifolia</i> Nees | MCI |
| <i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer | PMM |
| <i>Persea americana</i> Mill | BPJ |
| <i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez | RPA |
| Loganiaceae | |
| <i>Strychnos brasiliensis</i> Mart. | JB, PMM, BRM |
| Lythraceae | |
| <i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil. | JB, MCI, BRM, RPA |
| Malvaceae | |

| Nome do táxon | Unidade amostral |
|--|---------------------------------|
| <i>Luehea divaricata</i> Mart. and Zucc. | JB, MCI, BRM |
| Meliaceae | |
| <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Cedrela fissilis</i> Vell. | PB, JB, MCI, PMM, BPJ |
| Monimiaceae | |
| <i>Mollinedia elegans</i> Tul. | PB, JB, PMM, BRM, RPA |
| Moraceae | |
| <i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq. | PB, MCI |
| <i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al. | PMM, BRM, RPA |
| <i>Morus alba</i> L. | BRM |
| Myrtaceae | |
| <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC. | PB, JB, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Calyptanthus concinna</i> DC. | PB |
| <i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum | PB |
| <i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand | PB, JB, MCI, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Curitiba prismatica</i> (D.Legrand) Salywon and Landrum | PB |
| <i>Psidium cattleianum</i> Sabine | PB |
| <i>Eugenia uniflora</i> L. | JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg | PMM |
| <i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk. | PMM |
| <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg | BRM |
| <i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand | BRM |
| <i>Eugenia involucrata</i> DC. | BRM |
| <i>Myrcianthes gigantea</i> (D.Legrand) D.Legrand | BRM,BPJ |
| Oleaceae | |
| <i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton | JB, MCI, BRM, BPJ |
| Piperaceae | |
| <i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ |
| Pittosporaceae | |
| <i>Pittosporum undulatum</i> Vent. | PB,MCI |
| Platanaceae | |
| <i>Platanus occidentalis</i> L. | BPJ |
| Podocarpaceae | |
| <i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl. | JB, MCI, PMM, RPA |
| Primulaceae | |
| <i>Myrsine umbellata</i> Mart. | PB, JB, PMM, RPA |
| <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. and Schult. | JB, BPJ |
| Proteaceae | |
| <i>Roupala montana</i> Aubl. | PB, JB, MCI, BRM |
| Rhamnaceae | |
| <i>Hovenia dulcis</i> Thunb. | PB, JB, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Scutia buxifolia</i> Reissek | MCI,BPJ |
| Rosaceae | |
| <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb. | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ |

| Nome do táxon | Unidade amostral |
|--|---------------------------------|
| <i>Eryobotria japonica</i> (Thunb.) Lindley. | PB, MCI, PMM, BRM, BPJ |
| Rubiaceae | |
| <i>Psychotria vellosiana</i> Benth. | PB, PMM, RPA |
| <i>Faramea montevidensis</i> (Cham. and Schltdl.) DC. | JB, BRM |
| <i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum. | JB, BRM |
| <i>Psychotria nuda</i> (Cham. and Schltdl.) Wawra | MCI |
| <i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg. | PMM, BRM, RPA |
| <i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg. | PMM, BRM |
| <i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg. | RPA |
| Rutaceae | |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | BPJ |
| Salicaceae | |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Casearia decandra</i> Jacq. | PB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Casearia obliqua</i> Spreng. | PB, JB, MCI, PMM, BRM, RPA |
| <i>Banara tomentosa</i> Clos | PB, JB, MCI, PMM, RPA |
| <i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler | MCI |
| <i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth. | RPA |
| Sapindaceae | |
| <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Cupania vernalis</i> Cambess. | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ |
| <i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk. | PB, JB, PMM, BRM, RPA |
| Sapotaceae | |
| <i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. and Arn.) Radlk. | PMM, BRM |
| Simaroubaceae | |
| <i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl. | JB |
| Solanaceae | |
| <i>Solanum sanctae-catharinae</i> Vogel | JB, MCI, BRM, BPJ |
| Styracaceae | |
| <i>Styrax leprosus</i> Hook. and Arn. | PB, JB, MCI, BRM, RPA |
| Winteraceae | |
| <i>Drimys brasiliensis</i> Miers | PMM |

ANEXO 7 – LISTA DE ESPÉCIES DE AVES

TABELA 11 LISTA DE ESPÉCIES DE AVES REGISTRADAS NAS PAISAGENS ANALISADAS. **MCI** - MUSEU DE HISTÓRIA NATURAL CAPÃO DA IMBUÍ, **PB** – PARQUE BARREIRINHA, **BRM** – BOSQUE REINHARD MAACK, **BPJ** – BOSQUE DO PAPA JOÃO PAULO II, **PMM** – PROPRIEDADE MARCO MAZAROTTO, **JB** – JARDIM BOTÂNICO, **RPA** – RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL AIRUMÃ

| Nome do Táxon | Unidade amostral |
|---|---------------------------------|
| Tinamidae | |
| <i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815) | RPA |
| Tinamidae | |
| <i>Penelope obscura</i> (Temminck, 1815) | PB, JB, PMM, RPA |
| Threskiornithidae | |
| <i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783) | MCI |
| Accipitridae | |
| <i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788) | MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| Aranidae | |
| <i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825) | PB, JB, MCI, BRM, RPA |
| Charadriidae | |
| <i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, RPA |
| Columbidae | |
| <i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855) | PB, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| Cuculidae | |
| <i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766) | PB, JB, BRM, BPJ, RPA |
| Trochilidae | |
| <i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817) | PMM |
| <i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812) | MCI, BRM, BPJ |
| Trochilidae | |
| <i>Trogon surrucura</i> (Vieillot, 1817) | PB, PMM, RPA |
| Ramphastidae | |
| <i>Ramphastos dicolorus</i> (Linnaeus, 1766) | PB, BPJ, RPA |
| Picidae | |
| <i>Picumnus temminckii</i> (Lafresnaye, 1845) | PB, JB, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827) | MCI, PMM |
| <i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788) | PB, MCI |
| Falconidae | |
| <i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777) | JB, BRM, BPJ |
| Psittacidae | |
| <i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769) | PB, PMM |
| <i>Amazona vinacea</i> (Kuhl, 1820) | PMM |
| <i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758) | RPA |
| Thamnophilidae | |
| <i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823) | RPA |
| <i>Thamnophilus caerulescens</i> (Vieillot, 1816) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |

| Nome do Táxon | Unidade amostral |
|---|---------------------------------|
| Conopophagidae | |
| <i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831) | PMM, RPA |
| Dendrocolaptidae | |
| <i>Sittasomus griseicapilus</i> (Vieillot, 1818) | PB, PMM, RPA |
| <i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818) | PB, PMM, RPA |
| <i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis and Heine, 1859) | PMM, RPA |
| <i>Dendrocolaptes platyrostris</i> (Spix, 1825) | RPA |
| <i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818) | RPA |
| Dendrocolaptidae | |
| <i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788) | JB, MCI, BRM, RPA |
| <i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Synallaxis ruficapilla</i> (Vieillot, 1819) | JB, BRM, RPA |
| <i>Synallaxis cinerascens</i> (Temminck, 1823) | JB |
| Pipridae | |
| <i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw and Nodder, 1793) | RPA |
| Tityridae | |
| <i>Pachyrhamphus castaneus</i> (Jardine and Selby, 1827) | PB, JB, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| Contigidae | |
| <i>Pyroderus scutatus</i> (Shaw, 1792) | MCI, PMM, RPA |
| <i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817) | PB, PMM |
| Rhynchocyclidae | |
| <i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766) | JB, MCI, PMM, BPJ |
| <i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846) | BRM, RPA |
| Tyrannidae | |
| <i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788) | RPA |
| <i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824) | PB, MCI, BPJ |
| <i>Elaenia parvirostris</i> (Pelzeln, 1868) | PB, PMM |
| <i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817) | PB, JB, PMM |
| <i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817) | BPJ |
| <i>Attila phoenicurus</i> (Pelzeln, 1868) | PB, RPA |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Myiodinastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776) | PB, JB, MCI, BRM, BPJ |
| <i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766) | PMM, RPA |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819) | PB, MCI, BPJ, RPA |
| <i>Lathrotriccus eulerei</i> (Cabanis, 1868) | BPJ |
| Vireonidae | |
| <i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789) | PB, JB, PMM, BRM, RPA |
| <i>Hylophilus poicilotis</i> (Temminck, 1822) | PMM |
| <i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817) | PB |
| Corvidae | |
| <i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818) | PB, PMM |
| <i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818) | PB, JB, PMM, BRM, RPA |
| Troglodytidae | |

| Nome do Táxon | Unidade amostral |
|--|---------------------------------|
| <i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823) | BPJ |
| Turdidae | |
| <i>Turdus flavipes</i> (Vieillot, 1818) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818) | PB, PMM, RPA |
| <i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| Parulidae | |
| <i>Sertophaga pitayumi</i> (Vieillot, 1817) | PB, JB, MCI, BPJ, RPA |
| <i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, RPA |
| <i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766) | PB, PMM, BPJ |
| <i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819) | RPA |
| Thraupidae | |
| <i>Pipraeidea bonariensis</i> (Gmelin, 1789) | BPJ |
| <i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766) | PB, JB, MCI, PMM, BRM, BPJ, RPA |
| <i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817) | PB |
| <i>Tangara preciosa</i> (Cabanis, 1850) | JB |
| <i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822) | RPA |
| <i>Saltator similis</i> (d'Orbigny and Lafresnaye, 1837) | JB |
| <i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny and Lafresnaye, 1837) | PB, BPJ |